77-EHD-8

Santé et Bien-être social Canada
Direction générale de la protection de la santé

Health and Welfare Canada
Health Protection Branch

méthodes d'analyse et d'étude des purificateurs d'eau à usage domestique

MÉTHODES D'ANALYSE ET D'ÉTUDE DES PURIFICATEURS D'EAU À USAGE DOMESTIQUE

Direction de l'hygiène du milieu

Direction générale de la protection de la santé

Santé et Bien-être social Canada

Publication autorisée par
le ministre de la Santé nationale
et du Bien-être social

Août 1977

77-EHD-8

VOUS POUVEZ VOUS PROCURER

CE RAPPORT AUPRÈS DE:

Services de l'information,

Ministère de la Santé nationale

et du Bien-être social,

Édifice Brooke Claxton

Ottawa K1A OK9

CE DOCUMENT A ÉTÉ PRÉPARÉ PAR:

"THE ONTARIO RESEARCH FOUNDATION"

JULY 1977

D.K. Smith
G.H. Thomas
J. Christison
E. Chatfield

Le présent rapport a été financé par la Direction de l'hygiène du milieu du ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Les points de vue des auteurs et les conclusions ne reflètent pas nécessairement la politique officielle du Ministère.

RÉSUMÉ

Le présent ouvrage traite de diverses méthodes de purification des eaux sur les lieux de consommation et passe en revue le traitement des eaux brutes visant à les rendre potables. En plus de faire appel à des procédés de distillation, ces méthodes se fondent aussi sur l'utilisation de chlore, d'iode, d'ozone, de radiations ultraviolettes et d'argent. On examine aussi des dispositifs de traitement tels que les unités d'osmose inverse et les unités composées de charbon actif et d'argent, lesquelles ont été conçues pour éliminer ou amoindrir les goûts, les odeurs et la teneur en particules et en matières organiques et inorganiques dissoutes dans l'eau potable. On décrit également les diverses méthodes de traitement, leurs limites d'application et les problèmes réels ou éventuels qu'elles peuvent engendrer. Les auteurs recommandent la tenue d'études détaillées dans les domaines mal documentés ou dans le cas de méthodes susceptibles de créer des complications. Ces derniers proposent enfin des critères et/ou des méthodes expérimentales qui permettent d'évaluer les affirmations des fabricants relativement à la capacité de leurs produits d'éliminer ou de réduire les divers contaminants de l'eau.

TABLE DES MATIÈRES

		Page
	Résumé	v
1.0	Introduction	1
2.0	Chlore - Introduction	9
2.1	Surchloration: relation entre le chlore résiduel et le facteur temps	9
2.2	Appareils de chloration	10
2.3	Procédé de surchloration - limites et problèmes	11
2.4	Critères biologiques d'évaluation	13
2.5	Fabricants et distributeurs d'appareils de chloration	14
2.6	Bibliographie (Surchloration)	16
	Figures 1 et 2	17
3.0	Iode - Introduction	21
3.1	Méthodes d'iodation de l'eau	21
3.2	Dosage de l'iode résiduel	22
3.3	Critères biologiques d'évaluation	22
3.4	Unité de type résine à dégagement d'iode	23
3.5	Effets physiologiques de l'ingestion d'iode à long terme	23
3.6	Fabricants et distributeurs	25
3.7	Bibliographie (Iode)	26
	Figures 1 à 4	27
4.0	Ozone - Introduction	31
4.1	Production d'ozone et propriétés biocides	31
4.2	Dosage de l'ozone résiduel	32
4.3	Purificateurs d'eau domestiques à l'ozone	33
4.4	Critères d'évaluation	34

4.5 Fabricants et distributeurs..... 35

4.6 Bibliographie (Ozone)..... 36

Figures 1 et 2..... 37

Projet de normes sur l'ozone (International Ozone Institute).... 38

5.0 Purificateurs d'eau à lumière ultraviolette - Introduction..... 43

5.1 Sources de lumière ultraviolette et caractéristiques..... 44

5.2 Mesure de la dose - dosimètres physiques et biologiques..... 45

5.3 Nuisances..... 47

5.4 Critères de reconnaissance d'un dispositif de désinfection à la lumière ultraviolette..... 48

5.5 Types de purificateurs à lumière ultraviolette commerciaux.... 49

5.6 Critères biologiques de reconnaissance..... 52

5.7 Recommandations..... 53

5.8 Fabricants et distributeurs..... 53

5.9 Bibliographie (Ultraviolet)..... 55

Déclaration de principe sur l'utilisation des radiations ultraviolettes à des fins de désinfection de l'eau..... 57

6.0 Argent - Introduction..... 63

6.1 Nuisances..... 63

6.2 Purificateurs d'eau à l'argent..... 64

6.3 Unités bactéricides à l'argent..... 65

6.4 Critères d'évaluation des unités filtrantes bactéricides contenant de l'argent ou un mélange de charbon et d'argent..... 66

6.5 Méthode proposée pour l'évaluation des filtres bactéricides... 68

6.6 Renseignements recueillis à partir de la méthode d'analyse proposée..... 71

6.7 Discussion sur la neutralisation de l'argent..... 72

6.8 Fabricants et distributeurs..... 73

6.9 Bibliographie (Argent)..... 75

Figure 1..... 76

7.0 Filtres bactériostatiques (A l'argent et au charbon actif) - Introduction..... 79

7.1 Affirmations relatives au pouvoir bactériostatique ou bactéricide..... 79

7.2 Méthode d'analyse proposée pour les unités bactériostatiques à l'argent et au charbon..... 81

7.3 Fabricants et distributeurs..... 86

8.0 Unités de purification d'eau par distillation - Introduction..... 91

8.1 Unités de distillation..... 91

8.2 Limites et problèmes possibles..... 91

8.3 Méthode d'analyse de l'efficacité de l'extraction des matières organiques..... 92

8.4 Fabricants et distributeurs..... 93

9.0 Unités d'ultrafiltration et à osmose inverse - Introduction..... 97

9.1 Osmose inverse - nuisances et limites..... 97

9.2 Affirmations relatives aux dispositifs à osmose inverse..... 98

9.3 Méthode d'analyse - élimination des matières particulaires, inorganiques et organiques..... 99

9.4 Épreuves bactériennes..... 99

9.5 Fabricants et distributeurs..... 100

10.0 Charbon actif - Introduction..... 103

10.1 Unités à filtre au charbon actif..... 104

10.2 Évaluation des filtres au charbon..... 105

10.3 Fabricants et distributeurs..... 106

10.4 Bibliographie (Charbon actif)..... 107

11.0 Unités de filtration diverses..... 111

11.1 Unité "Commandment Industrial Limited KS22"..... 111

11.2 Modèles "Ambersorb^{MF} XE-342" et "Ambersorb ^{MF} XE-352".. 111

11.3 Fabricants et distributeurs..... 113

11.4 Bibliographie..... 113

12.0 Élimination des matières organiques..... 117

12.1 Introduction..... 117

12.2 Résumé de la méthode d'analyse..... 119

12.3 Analyses..... 120

12.4 Addenda..... 122

12.5 Bibliographie (Extraction des matières organiques)..... 125

13.0 Métaux à l'état de traces - Introduction..... 129

13.1 Méthode recommandée pour l'analyse des métaux à l'état de traces..... 136

13.2 Autres recommandations..... 138

13.3 Addenda..... 139

13.4 Bibliographie (Métaux à l'état de traces)..... 140

Tableau 1..... 141

Figures 1 et 2..... 142

14.0 Résumé..... 147

14.1 Analyse descriptive recommandée..... 148

14.2 Introduction..... 149

14.3 Données expérimentales..... 151

14.4 Analyse statistique des résultats..... 155

14.5 Résultats..... 158

14.6 Conclusions..... 159

14.7 Bibliographie..... 160

Figures 1 à 5..... 161

Tableaux 1 et 2..... 165

15.0 Affirmations relatives à l'extraction de particules (autres que l'amiante).....169

Remerciements.....170

1.0 **INTRODUCTION**

L'importance particulière que les media d'information et les organismes gouvernementaux ont depuis peu accordée à la qualité de l'eau potable, a favorisé l'introduction sur le marché de différents épurateurs d'eau d'usage principalement domestiques. Dans un certain nombre de cas, des textes publicitaires renfermant des affirmations sans fondement, ou presque, accompagnaient les dispositifs d'épuration vendus. Une des affirmations les plus farfelues et amusantes attribuait à un dispositif au charbon actif et à l'argent la propriété de rendre potable, en cas de pénurie ou d'urgence, l'eau d'un matelas d'eau. Malheureusement, les fabricants reconnus dont les déclarations peuvent être avérées devront probablement faire face à une concurrence déloyale de la part de ceux qui vantent leurs produits sans restriction. Au cours des deux ou trois dernières années, bon nombre de sociétés spécialisées dans ce domaine ont vue le jour et ont rapidement quitté le marché pour ensuite fusionner ou refaire surface sous un nouveau nom. C'est pourquoi il est difficile de garder à jour une liste des fabricants, des unités disponibles et des affirmations faites à leur sujet.

Les organismes de réglementation et de santé des gouvernements américain et canadien se sont intéressés à ces affirmations, de même qu'à l'efficacité de certains de ces dispositifs, et ils ont récemment attiré l'attention sur cette question. Au Canada, la Direction générale de la protection de la santé du ministère de la Santé et du Bien-être social (Ottawa) a institué la présente étude, et le ministre ontarien de la Santé a mis sur pied un comité ad hoc chargé de l'évaluation des "épurateurs d'eau domestiques". En juin 1975, l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) a publié des normes provisoires établissant des critères d'évaluation des demandes d'enregistrement d'épurateurs d'eau, en vertu de la Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act. Ces normes provisoires visaient principalement l'évaluation du caractère bactéricide des dispositifs d'épuration utilisant l'argent comme agent microbicide. En août 1976, la EPA précisait ses critères d'évaluation afin de les appliquer aux filtres, à base de charbon et d'argent, servant à éliminer les produits chimiques, les odeurs et la couleur des eaux potables urbaines.

Afin de compléter les règlements et les critères gouvernementaux servant à l'évaluation des dispositifs de traitement des eaux, l'industrie a créé un groupe connu sous le nom de Water Quality Improvement Standards and Certification Council (WQISCC), sous l'égide de la Water Quality Association des États-Unis. Une des tâches de ce groupe

(WQISCC) consiste à rédiger des méthodes et des normes expérimentales servant à certifier la valeur des dispositifs d'épuration. A l'heure actuelle, on s'attend à ce que la cinquième et, peut-être, la dernière version des méthodes expérimentales et des normes facultatives d'évaluation des unités portatives, domestiques et commerciales d'épuration des eaux destinées à la consommation humaine soit publiée en septembre 1977.

Les "épurateurs" d'eau domestiques se rangent dans une ou plusieurs catégories générales d'après leur construction et leur présumée utilisation. Les normes facultatives provisoires servant à l'évaluation des unités précitées, et proposées par le Water Quality Improvement Standards and Certification Council (WQISCC) comprennent les trois catégories suivantes.

Traitement microbiologique

Cette catégorie renferme des produits destinés à rendre l'eau potable, du point de vue microbiologique. Ces produits doivent avoir une action bactéricide s'ils servent au traitement des eaux brutes ou des eaux à teneur bactériologique inconnue. Si on les utilise pour le traitement ultérieur d'une eau déjà potable, comme les eaux urbaines, ils n'ont alors que des propriétés bactériostatiques, c'est-à-dire qu'ils empêchent la croissance bactérienne, ou des propriétés bactéricides réduites.

Dispositifs d'épuration chimique

Ces produits servent à extraire de l'eau un ou plusieurs types particuliers de substances organiques ou inorganiques. Les dispositifs d'épuration chimique peuvent se ranger dans diverses classes, comme par exemple les unités de distillation, d'absorption sur charbon, d'osmose inverse, les résines échangeuses d'ions, etc.; toutefois, on les classe plus facilement en fonction du type de contaminant que de la méthode d'élimination.

Extraction particulaire

On retrouve dans cette catégorie des dispositifs servant à extraire de l'eau, selon des procédés mécaniques, les matières particulaires telles que l'amiante, les particules organiques et inorganiques, les kystes, les spores et les bactéries.

Plusieurs unités peuvent être multifonctionnelles car elles servent à plusieurs types de traitement. Par exemple, un épurateur doté d'un filtre en porcelaine et d'un lit d'argent et de charbon actif peut avoir une certaine efficacité par rapport aux trois catégories; en ce cas, on peut vérifier et évaluer chacune des fonctions principales sous les rubriques (1) microbiologique, (2) chimique et (3) particulaire.

Traitement microbiologique (désinfection)

L'épuration des eaux se fonde avant tout sur l'élimination ou la destruction d'agents biologiques pathogènes; ainsi, toute unité conçue pour le traitement des eaux brutes ou à teneur bactériologique inconnue doit répondre à ce critère. A l'échelle municip , le traitement des eaux comporte généralement des étapes de stockage, de sédimentation, de floculation chimique, de filtration et de désinfection. Les épurateurs d'eau domestiques servant à traiter les eaux de sources, de puits, de lacs, de rivières ou de fleuves, à teneur bactériologique inconnue, doivent au moins posséder la propriété de désinfecter l'eau brute. On peut obtenir une eau, à toute fin pratique, exempte de micro-organismes pathogènes décelables en appliquant soigneusement une des nombreuses méthodes de désinfection disponibles. Les premières pages du présent rapport porteront donc principalement sur la désinfection, en raison de l'importance de ce sujet. L'élimination des produits chimiques et des particules fera aussi l'objet d'une étude lors de l'analyse des méthodes de désinfection, puisque la présence de ces deux corps constitue souvent une limite et/ou un obstacle à ce procédé. De plus, les méthodes ou les critères expérimentaux (si aucune méthode ne semble nécessaire) d'évaluation des unités de traitement des eaux s'appliquent principalement à la désinfection.

Peu importe l'agent de désinfection utilisé, il est essentiel de se doter de techniques fiables permettant d'évaluer la valeur réelle du traitement. Dans certains cas, comme la désinfection de l'eau à l'aide d'halogènes, l'évaluation de la présence ou de l'absence de désinfectant résiduel après un temps de contact donné peut être valable, mais il est difficile, voire impossible, d'appliquer cette technique lorsqu'on effectue un traitement à la lumière ultraviolette, à l'ozone et à l'argent. Lorsque le désinfectant utilisé ne laisse aucune trace (ou ne fournit aucun indice fiable au sujet de l'efficacité de la désinfection), il est souvent d'usage de procéder à des analyses biologiques. On détermine généralement l'efficacité de la désinfection en vérifiant la présence d'organismes coliformes. Le principe de l'utilisation des coliformes en tant qu'organismes indicateurs de pollution se trouve expliqué dans la 14^{e} édition des "Méthodes normalisées

d'analyse des eaux et des eaux usées" (1976). La résistance des virus et des kystes aux procédés de désinfection infirme quelque peu la méthode selon laquelle on juge de la pureté de l'eau par la réduction du nombre de coliformes. Cette affirmation s'applique particulièrement aux épurateurs d'eau domestiques, lesquels ne présentent pas les avantages que l'on peut tirer du stockage, de la sédimentation, de la coagulation et de la filtration de l'eau.

Les techniques modernes de traitement des eaux permettent d'obtenir une eau potable de grande qualité à partir de sources d'eaux brutes fortement polluées. Toutefois, le choix du type de traitement à effectuer peut se fonder sur le nombre de coliformes fécaux présents dans les eaux brutes.

Règle générale, un traitement complet (c'est-à-dire floculation-coagulation, sédimentation, filtration et désinfection) s'impose lorsque la teneur en coliformes fécaux dépasse 1 000/100 ml dans 10% des échantillons recueillis pendant une période continue de 30 jours. Lorsque le nombre total de coliformes dépasse 5 000/100 ml dans plus de 10% des échantillons, on recommande d'appliquer une préchloration suivie d'un traitement complet.

Lorsque 10% des échantillons d'eaux brutes, prélevés pendant toute période de 30 jours, ont une teneur en coliformes fécaux se situant entre 100 et 1 000/100 ml, on conseille un traitement combiné, c'est-à-dire floculation-coagulation, sédimentation et filtration, suivi d'une désinfection. On peut appliquer ces procédés dans n'importe quel ordre (traitement partiel) mais ils doivent toujours être suivis d'une désinfection.

Lorsque les échantillons d'eaux brutes contiennent des coliformes fécaux ou que plus de 5% des échantillons prélevés pendant une période continue de 30 jours ont une teneur totale en coliformes supérieure à 10/100 ml, une désinfection s'impose.

La majorité des unités domestiques d'épuration des eaux n'effectuent qu'une filtration et une désinfection; c'est pourquoi ils ne conviennent pas au traitement complet des eaux fortement polluées.

Bien que l'on sache que les eaux contaminées avec des matières fécales peuvent aussi contenir des entérovirus des types ECHO, polio et Coxsackie A et B, il n'existe actuellement aucune norme relative aux virus dans les eaux d'approvisionnement. En outre, les eaux d'égouts contaminées peuvent également être porteuses d'autres virus, comme celui de l'hépatite infectieuse, l'adénovirus et le réovirus. Il serait donc très souhaitable que les produits de désinfection utilisés dans les épurateurs d'eau domestiques

aient des propriétés virucides, surtout lorsque les eaux brutes traitées sont bactériologiquement impures. Il semble non moins souhaitable que le désinfectant puisse altérer le kyste ou que le système domestique de traitement d'eau soit muni d'un filtre capable de retenir les kystes et les protozoaires tels que E. histolytica et Giardia lambia. Concernant les virus, la American Public Health Association (APHA) a tenu une conférence internationale à Mexico en 1974 afin d'étudier le dépistage des virus transmis par l'eau et les moyens de lutte contre ces organismes. L'APHA a formulé une série de recommandations dont une sur le besoin d'élaboration d'une technique quantitative permettant l'extraction d'un nombre restreint de virus dilués dans des quantités d'eau importantes. Elle a aussi proposé l'établissement de normes relatives à la concentration des virus dans l'eau, laquelle doit être inférieure à un virus dans 380 à 3 800 l (100 à 1 000 gallons américains) d'eau potable. Malgré la diversité des techniques de concentration des virus dans l'eau, toutes possèdent des limites. Fenters et Reed (1), de même que l'Association canadienne de santé publique (2), ont récemment résumé les avantages et les inconvénients des diverses méthodes d'évaluation de la présence de virus dans l'eau. Un dispositif de concentration virale disponible sur le marché, le Aquella ^{MF} Virus Concentrator (de la société Carborundum), semble pouvoir isoler un seul virus dans 100 gallons d'eau, soit un rendement s'approchant des limites de détention fixées dans la norme proposée par l'APHA. Il serait souhaitable mais prématuré d'essayer d'établir des méthodes expérimentales servant à évaluer l'efficacité des épurateurs d'eau domestiques, au chapitre de l'élimination ou de l'inactivation des virus, avant l'exécution d'études virologiques sur les réserves d'eau potable et l'établissement de normes.

Détermination de l'efficacité de l'épuration chimique

Lorsque des dispositifs de traitement d'eau domestiques sont conçus pour extraire de l'eau, une ou plusieurs matières organiques ou inorganiques, ou des ions, l'efficacité de l'épuration chimique devrait être vérifiée par des analyses semblables à celles qui ont été proposées dans les chapitres traitant des analyses de composés organiques et inorganiques. Le présent rapport ne traite pas des méthodes d'analyse servant à évaluer les affirmations générales relatives à l'élimination des goûts et des odeurs.

Détermination de l'efficacité de l'extraction particulaire

Lorsque des dispositifs servent à l'extraction mécanique de matières particulaires telles que l'amiante, les spores, les kystes et les particules organiques et inorganiques, l'efficacité de ces fonctions devraient être vérifiée par des analyses semblables à celles qui ont été décrites dans le chapitre traitant de l'extraction particulaire.

Catégories de systèmes de traitement d'eau étudiés

Les méthodes ou, plutôt les systèmes de désinfection de l'eau brute à des fins de consommation domestique seront examinés séparément et selon l'ordre suivant: a) les fondements de la méthode et les sources de documentation, b) les limites et les problèmes pratiques propres au système, c) les critères et/ou les méthodes d'analyse de l'efficacité, d) les fabricants et les distributeurs des unités de traitement et e) les problèmes réels ou possibles découlant du principe de construction ou les recommandations du fabricant relativement à l'utilisation de l'unité, d'après les renseignements décrits en a), b), et c):

1) Chlore
2) Iode
3) Ozone
4) Lumière ultraviolette
5) Filtres à l'argent et au charbon ou imprégnés à l'argent
6) Distillation.

Parmi les autres unités étudiées, mentionnons les unités d'osmose inverse servant à l'extraction des matières dissoutes totales, les unités au charbon actif et les unités à l'argent et au charbon destinées à l'élimination des goûts, des odeurs et des matières organiques dans l'eau potable. Pour remplir cette dernière fonction, les unités à l'argent et au charbon doivent être bactériostatiques ou capables de limiter la croissance des micro-organismes qui pourraient proliférer sur le lit de charbon.

Bibliographie (Introduction)

1. Fenters, J.D. et Reed, Josephine M., "Viruses in Water Supply", J. AWWA 69, 328 1977.

2. "Qualité microbiologique des eaux potables", Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada, janvier 1977. (Document préparé par l'Association canadienne de santé publique en vertu d'une entente contractuelle.)

CHLORE

2.0 CHLORE

Introduction

Pendant plusieurs années, on a utilisé des concentrations relativement faibles de chlore et des temps d'interception prolongés pour la désinfection des réserves publiques d'eau. La relation entre les concentrations de chlore, les conditions d'équilibre, la température, le pH, les facteurs d'interférence et la vitesse de désinfection, a été étudiée minutieusement et vérifiée pratiquement.

Dans le cas des réserves privées d'eau peu importantes, il est difficile de fixer des temps d'interception prolongés, de même que de doser et de vérifier le chlore résiduel, surtout lorsque la qualité de l'eau change rapidement. Cette situation a donc favorisé la forme de traitement suivante: la surchloration, effectuée avec des doses plus fortes de chlore, suivie d'une courte période de contact et d'une déchloration, c'est-à-dire l'extraction du chlore résiduel sur lit de charbon actif.

2.1 Surchloration: relation entre le chlore résiduel et le facteur temps

En 1959, Varma et Bauman (1) ont étudié la documentation disponible traitant du chlore résiduel et des temps de contact nécessaires pour tuer a) les bactéries végétatives, b) les virus et c) les kystes amibiens. Bauman (2) en a alors conclu qu'à 0°C et un pH de 8,5, conditions relativement sévères, les réserves d'eau peu abondantes devraient être surchlorées avec une teneur en chlore résiduel libre de 5 à 6 mg/l, pendant un temps de contact de 7 minutes. Cette recommandation, si elle est adoptée, fixera des doses bactéricides et virucides. Les kystes (Endamoeba histolytica) résistant à ce traitement pourraient être recueillis sur des filtres préalablement recourverts de charbon et servant à l'élimination du chlore résiduel, après le temps de contact nécessaire à cette fin. Il s'agissait pour eux du "cas limite" puisque la majorité des sources d'eau de puits ou d'étangs n'atteignent jamais une température de 0°C et un pH de 8,5. Un certain nombre d'autres recommandations faisant état de divers temps de contact et doses de chlore résiduel, à des températures plus élevées et des pH plus bas, ont aussi été formulées. Finalement, Bauman et Ludwig (3) ont fixé des normes d'après le virus Coxsackie qui, selon eux, représente le micro-organisme pathogène le plus résistant. Ils ont établi une relation entre le temps, la température et le chlore résiduel libre, résumée par l'équation générale suivante:

$C^n t = K$, où C désigne la concentration de chlore résiduel libre

n, un nombre positif exprimant la relation entre C et T, et

K, une constante propre à un organisme donné (dans le cas présent le virus Coxsackie), à une température et à un pH de l'eau.

Les distributeurs d'appareils ont normalisé leurs procédés de surchloration en établissant des graphiques ou des tableaux de la désinfection en fonction du chlore résiduel libre (Figure 2), pour une valeur de Ct de 20 ou 30. Un distributeur canadien important (Everpure) utilise une valeur de Ct de 30, un temps de contact normal de 10 minutes et une concentration de chlore résiduel libre d'environ 3 mg/l. D'autres rapports temps/chlore résiduel libre peuvent aussi être choisis sur le graphique (par exemple, 6 minutes à 5 mg/l avec un Ct de 30) afin de tenir compte des divers débits et temps de contact désirés.

Il faut aussi remarquer qu'en choissant le virus Coxsackie comme le micro-organisme pathogène le plus résistant servant à fixer le rapport temps/chlore résiduel libre, on s'assure, par la même occasion, de la destruction des bactéries végétatives et des poliovirus. Les organismes les plus résistants tels que les kystes amibiens ne sont pas détruits; on peut toutefois les éliminer par filtration. L'utilisation du virus Coxsackie comme limite supérieure de désinfection des réserves d'eau peu abondantes ne signifie pas nécessairement l'inactivation du virus de l'hépatite. Néanmoins, l'application de procédés efficaces de surchloration constitue une protection sûre contre les entérites.

2.2 Appareils de chloration

L'équipement essentiel servant à la surchloration et à la déchloration des eaux d'approvisionnement comporte: a) une pompe d'alimentation pouvant aspirer des solutions de chlore, b) un réservoir d'approvisionnement en hypochlorites (agent de blanchiment), c) une pompe à eau (généralement un éjecteur), d) un réservoir sous pression servant aussi de bassin de chloration et e) un filtre à déchloration adapté aux lavages à contre-courant. La Figure 1 illustre une installation typique. On remarque que la pompe d'alimentation en chlore et la pompe à eau sont montées de façon à fonctionner en synchronisme et que l'injection de chlore s'effectue dans la conduite d'eau, entre la pompe à eau et le réservoir sous pression.

Entre autres avantages et en plus d'exercer une action bactéricide, les systèmes de surchloration et de déchloration permettent de résoudre un certain nombre de problèmes reliés à la qualité de l'eau dans les réserves peu abondantes, avec un équipement

supplémentaire relativement restreint. Selon le manuel n° 24 du service de santé publique américain (USPHS) traitant des réserves d'eau domestiques, "on peut extraire le fer et le manganèse par une application combinée d'un procédé automatique de chloration d'une filtration fine. Le chlore oxyde le fer, tue les bactéries ferrugineuses et élimine toute bactérie pathogène présente. Le filtre fin retient ensuite le fer précipité (pourvu que le pH dépasse 6,8). Certains filtres peuvent aussi effectuer la déchloration. Ce procédé de chloration et filtration élimine les problèmes causés par le fer et assure du même coup la désinfection."

Les systèmes de surchloration et déchloration permettent également de résoudre le problème des eaux acides, par adjonction de carbonate de sodium associé à l'hypochlorite. On peut oxyder l'hydrogène sulfuré dans des eaux contenant des sulfures en dosant les hypochlorites de façon à satisfaire la demande en sulfure et à créer un résidu libre.

2.3 Procédé de surchloration - limites et problèmes

Malgré la simplicité évidente de l'appareillage, il est nécessaire de comprendre à fond les principes de la surchloration et de la déchloration et de recueillir des renseignements sur les réserves d'eau à traiter si l'on veut installer un dispositif bien conçu et au fonctionnement efficace. Lorsque les systèmes de surchloration et déchloration du fabricant sont disponibles en une seule unité intégrée, il est plus facile de les faire fonctionner de façon appropriée. Connaissant le débit maximum, on peut régler celui-ci et calculer les dimensions du réservoir sous pression et du bassin de chloration de façon à obtenir le temps de rétention voulu. Il faut aussi ajuster la pompe d'alimentation en chlore en fonction du débit de pompage réel de l'eau et du besoin en chlore propre à une réserve d'eau donnée. Il importe en outre de régler le débit du chloreur de façon à obtenir une teneur en chlore résiduel de 3 à 5 mg/l après un contact de deux ou trois minutes. Les tentatives en vue d'adapter aux pompes à eau et aux réservoirs sous pression existants, une pompe d'alimentation en chlore et un réservoir d'approvisionnement d'origine différente, peuvent engendrer une chloration incertaine et un traitement désordonné. Le réservoir sous pression généralement utilisé à cette fin possède un volume total allant de 5 à 40 gallons, dont 50% est occupé par le liquide et le reste, par l'air. Ces conditions nuisent à la surchloration à moins d'élever la teneur en chlore résiduel libre (supérieure à 5 mg/l). Même dans ces circonstances, le mélange pose des difficultés. Dans certains cas, on peut effectuer la chloration directement dans le cuvelage afin d'obtenir le temps de contact nécessaire.

En toute logique, on obtient les meilleurs résultats avec un réservoir sous pression d'un volume utile minimum de 40 gallons (soit un volume total d'environ 80 gallons) ou avec un bassin de chloration distinct du réservoir de mélange et une teneur en chlore résiduel libre de 3 à 5 mg/l. On pourrait ainsi obtenir un Ct de 30 pour un débit d'environ 4 gallons/mn avec une teneur en chlore résiduel libre de 3 mg/l et d'environ 6 gallons/mn avec une teneur de 5 mg/l.

Un dispositif de surchloration devrait préférablement posséder une résistance à la corrosion, de même que des dispositifs de sécurité. La pompe d'alimentation en produits chimiques doit communiquer avec un système sous pression et doit, par conséquent, pouvoir supporter des démarrages en position de charge. Les robinets de contrôle doivent être ajustés de façon à éviter les refoulements; on doit aussi installer des dispositifs antisiphons s'il y a aspiration dans la conduite d'eau. Il est préférable d'utiliser des pompes d'alimentation en chlore précises, faciles à ajuster et à faible débit car les pompes à grand débit nécessitent une dilution des hypochlorites dans l'eau et peuvent ainsi engendrer des problèmes de précipitation, surtout dans le cas de l'eau dure. La majorité des pompes d'alimentation en produits chimiques sont du type volumétrique à diaphragme et possèdent des soupapes d'entrée et de sortie soulevantes. Si des dépôts, des sédiments ou autres débris passent au travers du filtre d'entrée ou de la crépine et pénètrent dans le robinet d'entrée, la solution d'hypochlorite ne sera pas aspirée vers la réserve d'eau au moment du temps moteur. La majorité des problèmes associés aux pompes à produits chimiques découlent du passage de matières solides dans les robinets; c'est pourquoi il est essentiel d'installer une crépine d'aspiration efficace. Il est aussi souhaitable que le réservoir d'hypochlorites possède une alarme de bas niveau. Le système de chloration d'un dispositif de surchloration et déchloration sert généralement au traitement de la réserve totale d'eau domestique; par contre, il arrive souvent qu'un (ou plusieurs) robinet(s) relié(s) à une réserve d'eau uniquement déchlorée soi(en)t installé(s) dans la cuisine à des fins de consommation et d'utilisation culinaire. Il est important que le débit d'utilisation de l'eau chlorée à des fins de non consommation ne réduise pas le temps de contact en-dessous du seuil fixé pour la désinfection de l'eau potable. La déchloration s'effectue généralement à l'aide de filtres au charbon actif ou de filtres préalablement recourverts de charbon, disponibles sous forme de cartouches jetables dans le cas de petites installations. Les dispositifs de grande envergure utilisent généralement des filtres de charbon actif formant un lit de granules et sont adaptés aux lavages à contre-courant.

Après un certain temps, les filtres au charbon ont tendance à se souiller au contact des bactéries. Voici un aspect qu'on devra probablement étudier plus intensément car les organismes les plus susceptibles de coloniser les filtres font partie d'espèces sporulantes qui n'ont pas été tuées par la surchloration. On recommande donc l'analyse de divers types de bactéries et de produits toxiques. Les produits toxiques (par exemple, les halométhanes) retrouvés dans l'eau traitée peuvent provenir de la chloration d'une eau contenant des substances humiques ou de produits métaboliques issus de la croissance bactérienne sur les filtres. Même si les filtres au charbon actif arrêtent en partie les hydrocarbures chlorés, il est probable qu'une infiltration éventuelle se produira. Au moins un fabricant (American Water Purification Inc.) a reconnu l'existence d'un problème relié à la croissance bactérienne sur les lits au charbon après la chloration; le système proposé par ce dernier est le suivant: un dispositif de prétraitement Silverator® comportant un activateur à l'argent (chlore) et un bac intercepteur Silverator®, suivi d'un filtre Home Silverator® contenant du Silverstat®, un lit au charbon actif et à l'argent servant à l'élimination du chlore résiduel.

2.4 Critères biologiques d'évaluation

Selon l'auteur, il n'est pas nécessaire d'effectuer des épreuves de vérification à l'aide d'organismes indicateurs tels que les coliformes dans le cas des dispositifs de surchloration et déchloration, pourvu que l'on puisse démontrer que la teneur en chlore résiduel se situe entre 3 et 5 mg/l avant la déchloration et qu'un temps de contact de 6 à 10 minutes a été respecté, compte tenu d'une concentration en chlore fixée en fonction du débit maximum du dispositif. Dans ces conditions, on obtiendra un Ct de 30 (Figure 2), jusqu'à un pH de 8 et à une température de 5° C. Les dispositifs de contrôle du débit doivent être ajustés en fonction des temps de contact. Un mélange inégal dans le bassin de chloration peut engendrer des difficultés et réduire le temps de contact fixé en théorie. Ce type de problème relié à la conception et à l'installation peut affecter surtout les systèmes "non intégrés".

On peut vérifier la désinfection effectuée à partie des unités installées sur le terrain en demandant aux autorités provinciales responsables de la santé d'analyser périodiquement, environ une fois par mois, la teneur en coliformes des eaux traitées. On conseille également d'analyser un échantillon de l'eau brute avant la chloration afin de s'assurer que la teneur en coliformes fécaux ne dépasse pas le seuil proposé (100 à 1 000/100 ml) pour le traitement par simple désinfection et filtration.

2.5 Fabricants et distributeurs d'appareils de chloration	Marque déposée et modèle
Everpure Filiale de Culligan of Canada Ltd. Sheridan Park Mississauga, Ontario L5K 1A5	Dispositifs 1) Dispositif intégré d'approvisionnement d'eau Everpure doté d'une pompe à chlore PD-10, d'un réservoir d'approvisionnement de l'hydro-injecteur, d'un réservoir sous pression, d'un bassin de chloration et d'un déchloreur. 2) Dispositif d'épuration d'eau Everpure. Dispositif manuel de surchloration et déchloration conçu pour les véhicules récréatifs. Ensemble doté d'un filtre QC2-AC. Chloreurs Pompes d'alimentation automatique en produits chimiques Everclor, modèles PD-4, PD-10 et PD-20, à utiliser avec un contenant de chlore en solution, un réservoir sous pression classique et une réserve d'eau pompée. Pompes d'alimentation automatique en produits chimiques Everclor, modèles AC 7 et AC 22 (même utilisation que la précédente). Appareil de déchloration - cartouche Série QC Everpure; par exemple, filtre à eau QC 4, y compris le charbon actif. Série T Everpure; par exemple, T4 et T20. C3 et C5 Everpure.
AMF Cuno 52 Royal Road Guelph, Ontario N1H 6N1	Chloreurs Pompe d'alimentation en chlore Aqua-Pure, modèle ajustable, adaptée à un réservoir sous pression normal, dans un bac intercepteur aux dimensions appropriées (normalement 80 gallons). Déchloreurs Cartouches Aqua-Pure AP117, AP217, AP227 dans divers boîtiers.

Fabricants et distributeurs	Marque déposée et modèle
Ecodyne Mec-O-Matic Company P.O. Box 2430 St. Paul, Minnesota 55165	Chloreurs Divers modèles allant du Mec-O-Matic 475C adapté à un débit de 5 gallons/mn au modèle D60DI pour un débit de 600 gallons/mn. Déchloration - Aucun filtre au charbon actif n'est inscrit dans le catalogue. On suppose l'utilisation de cartouches au charbon disponibles sur le marché.
American Water Purification Inc. 1990 Olivera Road Concord, California 94520 U.S.A.	Dispositif Dispositif de prétraitement Silverator® comportant du chlore (activateur à l'argent), un réservoir d'approvisionnement, un réservoir et un filtre de déchloration au charbon actif et à l'argent Home Silverator®.

2.6 Bibliographie (Surchloration)

1. Varma, M.M. et Bauman, E.R. "Superchlorination-Dechlorination of Small Water Supplies." Sta. Progress Report, Project 353-5 Iowa State University Eng. Experimental Section, Ames, Iowa. 1959.

2. Bauman, E.R. "Should Small Water Supplies be Superchlorinated?" Water & Sewage Works 108, 463, 1961 and 109, 21, 1962.

3. Bauman, E. Robert and Ludwig, David D. "Free Available Chlorine Residuals for Small Non-public Water Supplies." J. AWWA, 54, 1379, 1962.

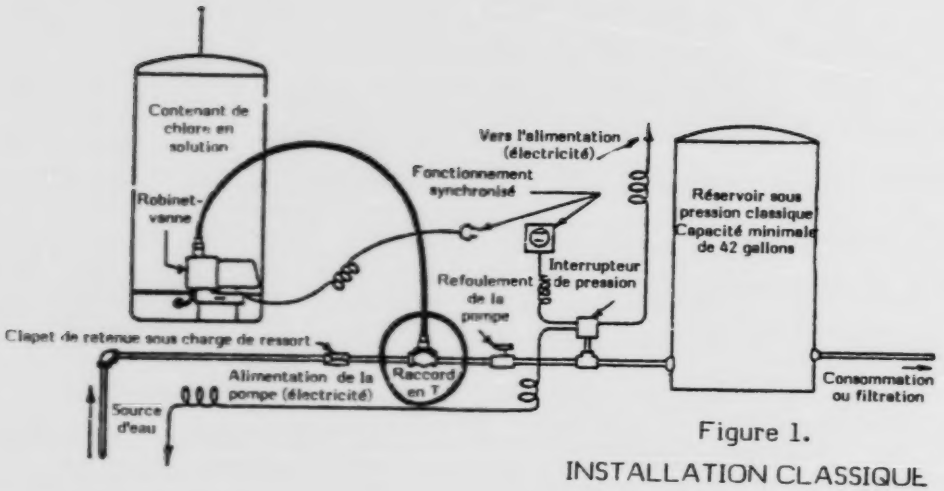


Figure 1.
INSTALLATION CLASSIQUE

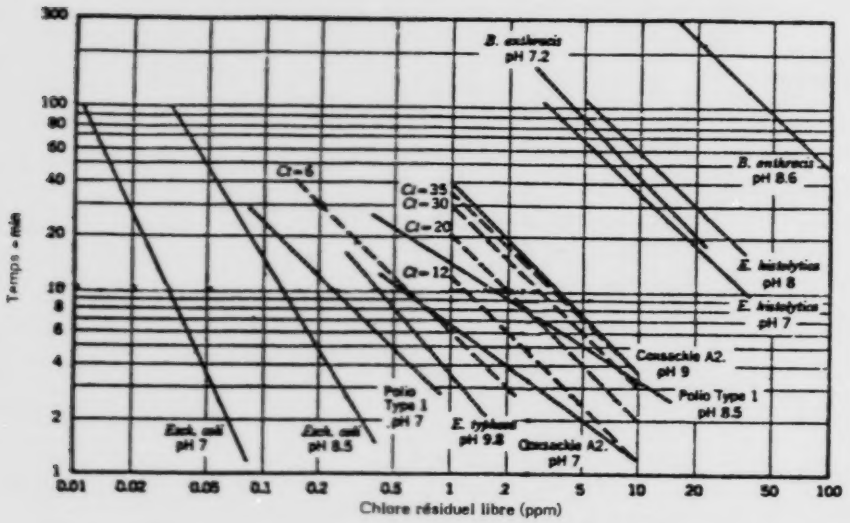


Figure 2.
DÉSINFECTION EN FONCTION DE LA TENEUR EN CHLORE RÉSIDUEL LIBRE

L'échelle du temps correspond à un taux d'élimination des micro-organismes de 99,6 à 100%.
Température allant de 0 à 5° C; pH indiqué sur le graphique.

IODE

3.0 IODE

En 1953, Chang et Morris (1) (2) ont démontré l'efficacité de l'iode en tant qu'agent de désinfection de l'eau et de lutte contre les bactéries, les virus et les kystes. Leurs études ont largement contribué à l'adoption de l'iode par les forces armées pour la désinfection de l'eau sur le terrain, surtout sous forme de pastilles de globaline (20 mg de tétraglycine hydropériodide avec dihydropyrophosphate disodique et talc). Une pastille libère 8 mg d'I_2 par litre d'eau, soit une concentration capable de détruire en 10 minutes les kystes de E. hystolytica et d'autres bactéries et virus pathogènes du système digestif. De 1963 à 1965, Black et ses collaborateurs (3) ont mené des études sur l'efficacité de l'iode comme agent de désinfection des réserves publiques d'eau et sur ses effets physiologiques sur l'être humain. Deux réseaux d'alimentation en eau désinfectée à l'iode ont servi à approvisionner quelque 700 personnes dans trois institutions pénitentiaires; les résultats de cette expérience permettent de conclure qu'aucun consommateur n'a subi de troubles physiologiques (4).

Le pouvoir désinfectant de l'iode résiste mieux que celui du chlore, à un pH élevé ou à la présence de composés organiques ou de substances azotées. Toutefois, l'iode ne précipite pas le fer ou le manganèse mais réagit plus avec l'hydrogène sulfuré. En outre, le pouvoir oxydant de l'iode est plus restreint que celui du chlore, au chapitre de l'élimination des goûts et des odeurs.

3.1 Méthodes d'iodation de l'eau

Il existe plusieurs méthodes d'iodation de l'eau. La méthode la plus simple consiste à doser une solution aqueuse d'I_2 saturée dans l'eau. On y arrive en utilisant un saturateur d'iode et en filtrant l'eau à travers un lit de cristaux d'iode élémentaire. Le contact au niveau du lit d'iode doit être suffisamment prolongé afin de permettre la saturation. Cette solution iodée est alors injectée ou pompée à l'intérieur de la conduite d'eau principale. Grâce à cette méthode et en respectant certaines limites, on peut atteindre et maintenir la dose voulue. La solubilité de l'iode varie sensiblement en fonction de la température (Figure 1). Heureusement, à la température normale de l'eau, c'est-à-dire à environ 5 à 20° C, la courbe de la solubilité a une allure relativement horizontale, la solution d'iode ayant alors une concentration de 200 à 300 mg/l. La Figure 3 illustre un saturateur d'iode classique et la Figure 4, une pompe volumétrique à compteur. Quoique plus complexe, ce dernier dispositif ressemble à une installation de chloration qui produirait automatiquement une solution mère d'iode à partir de cristaux

d'iode. A partir d'une solution mère d'une concentration de 300 mg/l, on doit préparer une solution d'iode respectant les rapports 1/600 à 1/300 si l'on veut obtenir une concentration résiduelle de 0,5 à 1,0 mg/l. Pour les températures de l'eau inférieures à environ 7,2° C (45° F) et une concentration d'iode résiduel allant de 0,5 à 1,0 mg/l, le temps de contact doit être au moins de 30 minutes; lorsque la température de l'eau dépasse 7,2° C, il faut alors au moins 15 minutes pour effectuer la désinfection. Ce procédé nécessite l'installation d'un réservoir de stockage d'un volume suffisant pour permettre d'atteindre le temps de contact susmentionné et ce, à un débit maximum. Lorsque le temps de contact dépasse 6 heures à l'intérieur de vastes réservoirs de stockage, l'iode résiduel libre tend à se dissiper; c'est pourquoi il faut éviter de prolonger le temps de contact si l'on veut concerver la concentration d'iode résiduel libre à un niveau propice à la désinfection. Il semblerait donc très souhaitable de doter les installations de dispositifs de régulation du débit afin de réduire le débit maximum et, partant, le temps de contact.

Les concentrations d'iode ne dépassant pas 1,5 mg/l ne semblent pas donner à l'eau traitée une odeur ou un goût particulier.

3.2 Dosage de l'iode résiduel

Plusieurs méthodes servent au dosage de l'iode résiduel: a) colorimétrie au diéthyl-paraphénylène-diamine, b) dosage à l'orthotolidine, c) essai à l'iodure d'amidon, d) ampérométrie. La méthode au diéthyl-paraphénylène-diamine constitue probablement la meilleure technique colorimétrique. Pour donner des résultats valables, le dosage à l'orthotolidine (5) doit faire l'objet de modifications. La méthode au Leuco-violet crystal utilisée par Black (6) semble s'adapter très bien à la trousse de vérification sur le terrain, de même qu'aux essais spectrophotométriques plus précis réalisés en laboratoire par l'industrie.

3.3 Critères biologiques d'évaluation

En respectant les temps de contact, les températures et les concentrations proposées par les fabricants, on ne devrait avoir aucune difficulté à inactiver complètement les coliformes dans la plupart des cas où la teneur en coliformes fécaux de l'eau brute atteint 100 à 1 000/100 ml. La Figure 2 exprime la relation entre le temps et la concentration d'I_2 (et d'acide hypoiodé) à 18° C. On remarquera que, pour une concentration d'I_2 de 0,5 mg/l, un temps de contact de 15 mn à 18° C, l'inactivation de E. coli s'entoure d'une marge de sécurité importante. Toutefois, l'augmentation du

pH due à une concentration notable d'acide hypoiodé réduit considérablement l'action virulicide. À des concentrations normales de 0,5 à 1,0 mg/l et pour des temps de contact de 15 à 20 mn il n'y a aucune destruction de kystes (E. histolytica). La concentration et le temps constituent donc les limites principales. Afin d'éliminer les kystes et les virus en 15 minutes, on pourrait accroître les concentrations d'iode mais il faudrait alors effectuer une désiodation au charbon, à l'exemple de la méthode de surchloration et déchloration. De plus, les kystes pourraient être extraits par passage sur des filtres d'au moins 5 µ.

Les méthodes courantes de dosage des coliformes, élaborées par les laboratoires de santé provinciaux, permettent de vérifier l'efficacité de la désinfection d'une installation donnée, à des concentrations d'iode de 0,5 à 1 mg/l et pour des temps de contact de 15 à 30 mn.

3.4 Unité de type résine à dégagement d'iode

La société Water Pollution Control Systems, du Texas, offre sur le marché un certain nombre de petits dispositifs filtrants dotés de résines échangeuses d'anions ammonium quaternaire, associées à un composé triiodique. Elle fabrique également un dispositif complet de traitement des eaux domestiques de dimensions plus imposantes et comprenant un filtre au charbon, un lit de résine pour la désinfection et un réservoir sous pression. Selon une publication de l'Université Kansas State (7), le contact avec les billes de la résine est essentiel à la désinfection. On indique qu'après la filtration, aucun temps de contact ne semble nécessaire et le filtrat ne contient pour ainsi dire aucune trace d'iode résiduel. Les petites unités fabriquées par Water Pollution Control Systems (Texas) et utilisant la résine chimique brevetée triiodique ont reçu le sceau de la Environmental Protection Agency quant à l'efficacité de leur action bactéricide. Ce sont les seules unités portatives filtrantes de faibles dimensions accréditées par l'EPA comme dispositifs uniques de traitement des eaux. (D'autres produits bactéricides ayant le sceau de l'EPA nécessitent un prétraitement à l'hypochlorite pour assurer la désinfection.) En fait, la NASA a choisi une résine triiodique pour le traitement de l'eau potable au cours de vols de navettes spatiales.

3.5 Effets physiologiques de l'ingestion d'iode à long terme

On a déjà fait état des travaux de Black et autres (3) (4) réalisés entre 1963 et 1965 selon lesquels la consommation d'eau traitée à l'iode n'engendrait aucun effet pathologique. Dans une étude technique publiée par l'Organisation mondiale de la Santé

en 1972, Zoeteman (8) a mis à l'épreuve l'efficacité de l'iode et des composés iodés en tant qu'agents de désinfection des réserves d'eau peu abondantes. Il a affirmé que, "malgré des conditions d'expérimentation peu sévères,... la faible solubilité de l'iode, son pouvoir germicide sûr et sa nature chimique relativement inerte faisaient de ce corps un agent efficace de désinfection de l'eau." Toutefois, certaines restrictions ont été formulées au sujet des concentrations d'iode nécessaires au traitement des eaux polluées, c'est-à-dire lorsque la demande initiale en iode est très élevée, engendrant ainsi des concentrations d'iode toxiques. Pour cette raison et bien que les risques d'effets toxiques causés par un contact prolongé soient très rares, provisoires et sans gravité comparativement aux risques découlant d'une entérite, l'auteur de l'étude susmentionnée croit que la désinfection à l'iode ne devrait servir qu'en cas d'urgence.

3.6 Fabricants et distributeurs	Marque déposée et modèle
Iodinamics Corporation P.O. Box 26428 El Paso, Texas 79426 U.S.A.	Connu sous le non de "Iodinator" aux États-Unis et de - , au Canada
Can Aqua Corporation Limited 85 The East Mall Suite 110 Toronto, Ontario N8V 1A1	Modèles "Iodion" de 1, 3, 5, 15, 25, 50, 100 et 200 lb. Correspondant à un volume de 240 000 (unité de 1 lb) à 48 226 000 gallons (unité de 200 lb), à une concentration de 0,5 mg/l.
Water Pollution Control Inc. 6350 LBJ Freeway Dallas, Texas U.S.A.	"Mini" II Pour-Thru. Capacité maximale utile de désinfection de 3 800 litres. "Puri-Jug". Capacité maximale utile de désinfection de 3 800 litres. Purificateur d'eau "Maxi" d'une capacité de désinfection d'environ 38 000 litres. Dispositif de traitement d'eau domestique. Débit d'environ 7,6 à 11,4 l par minute et capacité totale de désinfection d'environ 95 000 litres.

3.7 **Bibliographie (Iode)**

1. Chang, Shih L. et Morris, J.C. "Elemental Iodine as a Disinfectant for Drinking Water." Ind. Eng. Chem. 45, 1009, 1953.

2. Morris, J.C. et al. "Disinfection of Drinking Water under Field Conditions." Ind. Eng. Chem. 45, 1013, 1953.

3. Black, A.P., Thomas, W.C. et al. "Iodine for Disinfection of Water." J. AWWA, 60, 69, 1968.

4. Thomas, W.C. Jr., Black, A.P. et al. "Iodine Disinfection of Water." Arch. Environ. Health, 19, 124, 1969.

5. Johanneson, J.K. "Determination of Microgram Quantities of Free Iodine Using Orthotolidine Reagent." Anal. Chem. 28, 1475, 1956.

6. Black, A.P. et Whittle, G.P. "New Colorimetric Methods for Halogen Residuals." Water & Sewage Works, 114, 437, 1967.

7. Fena, L.R. et Lambert, J.L. "A Broad Spectrum Water Disinfectant that Releases Germicide on Demand" Proc. 2nd World Congress on Water Resources, New Delhi, India, December 1975.

8. Zoeteman, B.C.J. "The Suitability of Iodine and Iodine Compounds for Small Water Supplies." Technical Paper No. 2, World Health Organization, International Reference Centre for Community Water Supply. July 1972, The Hague, The Netherlands.

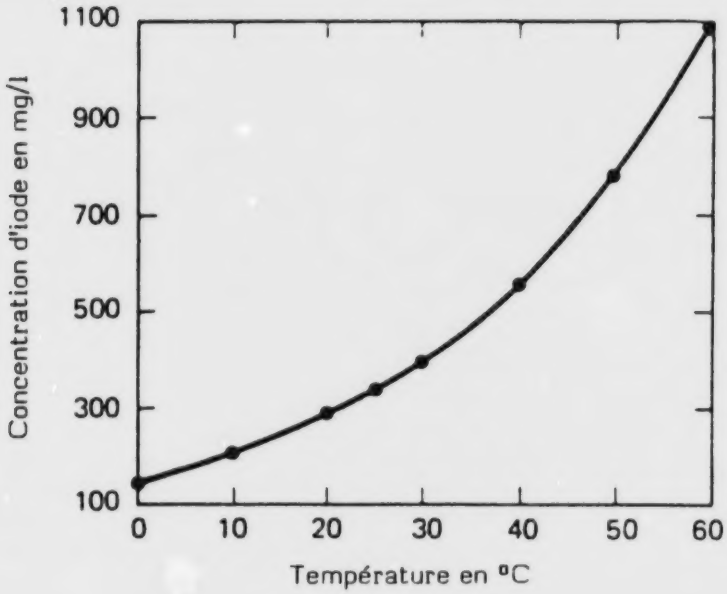


Figure 1. Solubilité de l'iode dans l'eau (concentration en fonction de la température)

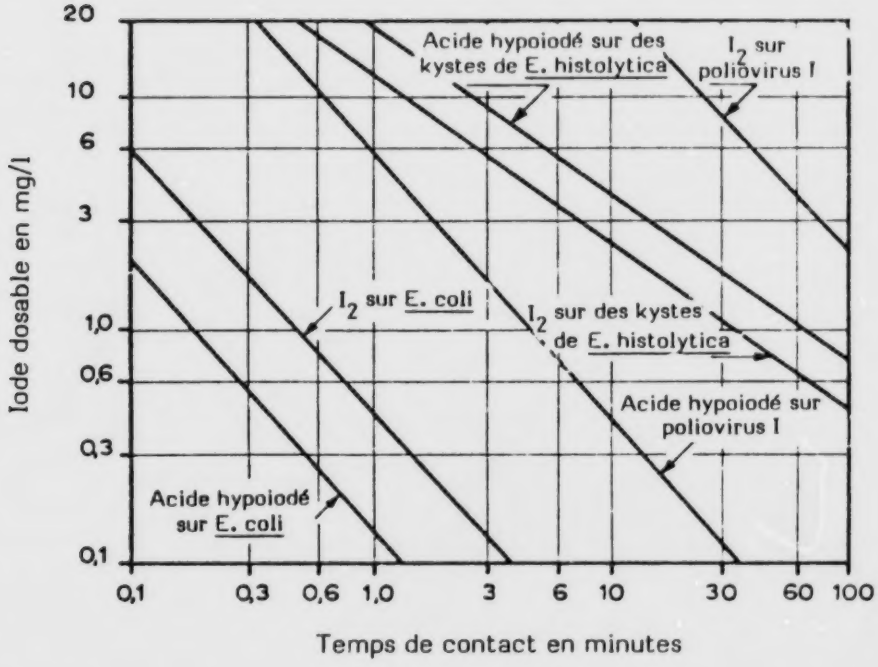


Figure 2. Relation entre le temps de contact et la concentration, au cours de la destruction des kystes, des virus et des bactéries par l'iode (I_2) et l'acide hypoiodé, à 18° C.

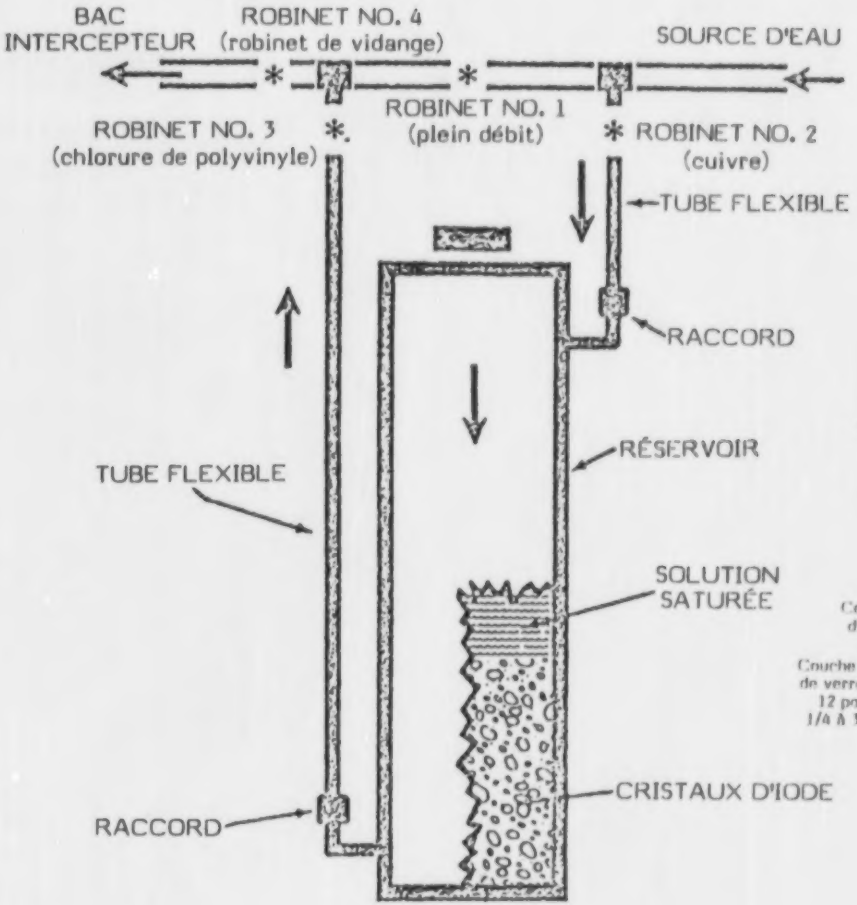


Figure 3. Saturateur d'iode

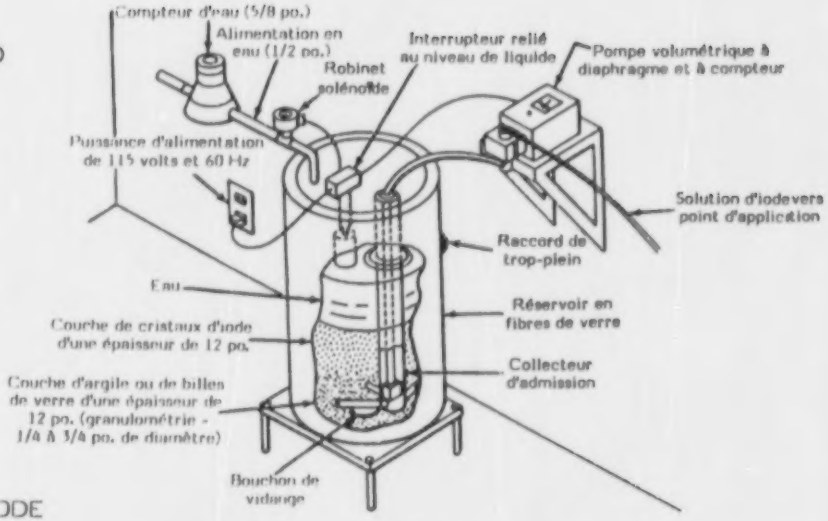


Figure 4. Dispositif d'iodation

OZONE

4.0 OZONE

Depuis plus de 60 ans, l'ozone sert d'agent de désinfection de l'eau dans des installations municipales de traitement situées principalement en Europe. Des études (1) (2) (3) (4) ont démontré que l'ozone constituait un désinfectant très efficace qui, en plus de détruire les kystes, avait des propriétés bactéricides et virulicides. En 1965, O'Donovan a publié une vaste analyse du traitement de l'eau à l'ozone (5).

4.1 Production d'ozone et propriétés biocides

Trois techniques servent généralement à la production d'ozone: a) décharge électrique en arc (effet de couronne), b) électrolyse de l'acide perchlorique et c) lumière ultraviolette d'une longueur d'onde de 184 nm. Les deux premières méthodes produisent des concentrations relativement fortes d'ozone comparativement à la troisième. La technique de la décharge électrique, la plus populaire sur le marché, consiste à induire une tension alternative de 4 à 30 KV entre deux électrodes (en plaques ou tubulaires) peu espacées où circule de l'air et un diélectrique. L'air (ou l'oxygène) passe entre les électrodes et se transforme en ozone au niveau de la couronne. Un dispositif de production d'ozone couramment vendu sur le marché comporte une soufflante d'air, un filtre à air, un refroidisseur d'air et/ou un sécheur d'air (déshydratant), un ozonateur (refroidi à l'air ou à l'eau), un injecteur ou diffuseur d'ozone et une chambre de contact. Les ozonateurs commerciaux fonctionnant à l'air sec ou à l'oxygène (séché à -50° C) produisent environ 1 et 2% d'O_3 (poids/volume) respectivement. A un courant alternatif d'une fréquence de 50 à 60 cycles, la production d'un gramme d'ozone à partir d'air sec nécessite un apport d'environ 17 watts d'énergie électrique.

Un certain nombre de variables rendent difficile l'estimation précise de la dose d'ozone nécessaire à la désinfection d'un volume d'eau donné. Toutefois, on a réussi à décrire l'activité biocide de l'ozone. Ingols et Fetner (6) ont établi qu'à 1° C, la dose létale pour une suspension de E. coli équivalait à la quantité d'ozone nécessaire à la production d'environ 0,4 à 0,5 mg d'ozone résiduel libre par litre d'eau. Newton et Jones (3) ont démontré que des doses d'ozone de 4,7 à 5,1 mg/l peuvent détruire complètement de 3 000 à 4 000 kystes de E. histolytica après un temps de contact de 5 minutes. Ils ont de plus estimé entre 96 et 99%, le taux de destruction des kystes après une minute. A une concentration d'ozone résiduel inférieure à 1,8 mg/l, ils ont récupéré des kystes viables. Par ailleurs, après un temps de contact de 4 minutes à une concentration d'ozone résiduel de 1 mg/l, il semble que 99% des poliovirus soient inactivés

(7). De façon générale, dans le cas d'une eau à faible demande en ozone, une dose normale de 1,5 à 2 mg/l semble suffisamment bactéricide, pourvu qu'une trace d'O_3 résiduel subsiste. La destruction des kystes et l'inactivation des virus nécessitent des doses et des concentrations résiduelles d'ozone plus élevées; cependant, on a encore très mal défini la relation entre l'inactivation des virus, la dose et la concentration résiduelle d'ozone. Cette situation découle principalement de la difficulté d'application de l'ozone en raison de sa faible solubilité et du problème relié au dosage des faibles concentrations résiduelles correspondant à de courts temps de contact. Le pH n'a qu'un effet relativement secondaire sur le pouvoir désinfectant de l'ozone. La dose d'O_3 varie considérablement en présence de matières organiques et inorganiques dissoutes ou particulaires pouvant être oxydées par l'O_3.

En plus de posséder des propriétés biocides, l'ozone peut aussi servir à éliminer le fer et le manganèse et à améliorer le goût et l'odeur. L'ozone transforme rapidement, par oxydation, le manganèse et le fer en leurs sels insolubles. Toutefois, au-delà d'une concentration limite de manganèse, l'eau prend une certaine couleur en raison de la production de dioxyde de manganèse. Le traitement à l'ozone doit être suivi d'une filtration afin d'extraire les particules minérales oxydées. Selon Whitsun (8), la dose la plus efficace d'élimination des goûts et des odeurs semble correspondre à la dose critique de désinfection.

Règle générale, l'ozone peut éliminer certains goûts et odeurs, de même que la couleur, en plus de désinfecter. Toutefois, il demeure encore impossible, d'après l'état actuel de nos connaissances, d'estimer les doses nécessaires et les résultats éventuels. Il faut donc effectuer des épreuves afin de déterminer l'efficacité de l'ozone dans le cas d'un échantillon d'eau donné.

4.2 Dosage de l'ozone résiduel

Les techniques les plus courantes consistent à 1) ajouter de l'eau ozonée (ou dans laquelle barbotte un gaz ozoné) à une solution neutre d'iodure de potassium (KI), à ajuster le pH à 2 et à doser l'iode libéré avec le thiosulfate en prenant l'amidon comme indicateur, et 2) à appliquer la méthode au diéthyl-paraphénylène-diamine, technique par laquelle on fait réagir ce composé et l'ozone en présence de KI. L'intensité de la couleur est alors proportionnelle à la concentration d'ozone. On peut appliquer cette méthode sur le terrain à l'aide de réactifs sous forme de pastilles, puis en observant les résultats en regard d'une échelle de couleurs témoin.

4.3 Purificateurs d'eau domestiques à l'ozone

Un seul fabricant (Alron) semble stimuler activement l'utilisation d'ozonateurs pour la purification domestique de l'eau. Par le passé, au moins deux autres compagnies ont offert des appareils semblables, il s'agit de Ozonator Corporation de Batavia, New York et de la Compagnie des Eaux et de l'Ozone (CEO). Cette dernière s'adonne encore à l'ozonation des eaux urbaines, et il se peut qu'elle offre encore de petits dispositifs de production d'ozone pour usage domestique.

L'appareil Alron se présente en trois modèles du point de vue des données techniques fournies. Un modèle portatif, le WP-4, semble adapté au traitement d'une eau malodorante, colorée et contenant du fer, du manganèse, du soufre (hydrogène sulfuré), des gaz, des contaminants volatiles, du chlore, des matières organiques oxydables ou filtrables, des bactéries et des virus. Il peut servir à traiter l'eau des rivières, des lacs, des sources, des puits ou des réserves urbaines, pourvu que sa teneur en soufre et en fer ne dépasse pas 5 mg/l. L'unité complète comprend un ozonateur, un réservoir de purification en plastique de 5 gallons et un réservoir de stockage de 5 gallons. Il semble que l'unité puisse traiter en discontinu 15 litres d'eau dans le temps normalement recommandé pour la purification, soit 15 minutes. Le dispositif est doté d'un catalyseur qui active la décomposition de l'ozone dans les gaz d'échappement. Le passage à travers un filtre en fibres de verre lavable et remplaçable se fait au moment du transfert (manuel) de l'eau traitée dans un réservoir de stockage. Les deux purificateurs d'eau automatiques de grandes dimensions (WP-30 et WP-360) ont, dit-on, les mêmes caractéristiques à quelques exceptions près. Dans le cas de ces derniers modèles, on recommande une filtration préalable des eaux de surface (des rivières, des lacs, etc.) ou des eaux troubles. De plus, les eaux traitées ne doivent pas avoir une teneur totale en fer, en soufre, en matières organiques et en tout autre contaminant oxydable, supérieure à 15 mg/l. Dans ces conditions, le fabricant recommande, dans le cas du modèle WP-360, d'abaisser le débit ou d'installer un dispositif de suralimentation en ozone. Les deux unités nécessitent une postfiltration au moyen d'une cartouche ou d'un filtre lavable automatiquement à contre-courant. L'unité WP-30 fonctionne normalement selon un cycle minimum d'ozonation de 5 minutes; la mise en marche s'effectue automatiquement par soutirage d'eau du robinet. On ne précise pas les dimensions du bac intercepteur mais on mentionne que le débit d'eau ne doit pas dépasser 115 litres/h. Le bac intercepteur du modèle WP-360 possède un volume de 20 gallons (76 litres) et devrait permettre en théorie un temps de contact légèrement supérieur à 3 minutes, à un débit maximum de 1 364 litres par heure (22,7 l/mn).

4.4 Critères d'évaluation

Bien qu'un traitement à l'ozone bien appliqué puisse résoudre simultanément divers problèmes associés au goût, à l'odeur, à la couleur et aux bactéries, nous n'avons pas encore suffisamment étudié l'efficacité de cette méthode en regard de la relation entre la dose et/ou la concentration d'ozone résiduel et le temps. Il est difficile de juger de l'efficacité, car les publications techniques accompagnant les modèles courants de purificateurs d'eau domestiques ne font aucunement état de la vitesse de production de l'ozone, de l'efficacité du transfert de l'ozone dans le bac intercepteur, etc. Si ce traitement obéit au principe d'une "surozonation" (c'est-à-dire, un traitement analogue à la surchloration et déchloration) afin d'être réellement efficace, alors on devrait fournir à l'utilisateur des moyens pour effectuer des épreuves d'ozone résiduel; ce dernier pourrait ainsi vérifier s'il obtient une concentration donnée d'ozone résiduel (même s'il ne s'agit que d'ozone résiduel fugace), à un débit maximum ou à la fin d'un cycle de traitement en discontinu. La Figure 1 illustre un taux normal de décomposition de l'ozone résiduel dans l'eau. Le dosage précis de l'ozone résiduel dans l'eau (avant la filtration finale, dans le cas d'un filtre au charbon) permettrait de vérifier l'efficacité de la désinfection. Actuellement, le seul recours de l'utilisateur consiste à expédier des échantillons de l'eau traitée aux laboratoires de santé provinciaux afin d'obtenir une colimétrie. La bouteille de prélèvement courante contient du thiosulfate et permet de neutraliser l'eau ozonée. Selon l'auteur, le séchage de l'air d'admission représente le problème le plus important à résoudre dans le cas des petits ozonateurs fonctionnant selon la méthode de la décharge électrique en arc. En l'absence de cette caractéristique, la production d'ozone varie considérablement (voir Figure 2) en fonction du taux d'humidité de l'air, et la synthèse d'oxydes d'azote a lieu à des concentrations en vapeur d'eau plus élevées. Ces oxydes d'azote accélèrent la décomposition de l'ozone et la corrosion des métaux et engendrent la production de nitrates dans l'eau. Le petit modèle Alron WP-4 ne semble pas effectuer le séchage de l'air, et la documentation technique accompagnant tous les modèles ne donne aucun renseignement à ce sujet. On y retrouve toutefois des recommandations relatives aux conditions de fonctionnement des modèles WP-30 et WP-360, c'est-à-dire une échelle de température allant de 5 à 43° C et un taux maximum d'humidité de 70%.

On recommande donc que les distributeurs d'appareils domestiques de purification de l'eau par l'ozone fournissent la quantité minimale de renseignements présentés dans le projet de normes sur l'ozone publié par le comité de normalisation de la International Ozone Institute (IOE) (voir la copie ci-annexée). Les renseignements sur les articles OID, OIE et surtout OIF, traitant de l'évaluation de la production, devraient être divulgués.

Les affirmations relatives à l'élimination, par l'ozone, de matières organiques toxiques comme les insecticides devraient faire l'objet de vérifications (voir le chapitre sur la méthode d'analyse proposée dans le cas de l'élimination des matières organiques toxiques). Les affirmations relatives à l'élimination du fer, du manganèse et de l'hydrogène sulfuré se vérifient du fait même de la présence d'ozone résiduel dans l'eau.

4.5

Fabricants et distributeurs	Modèles
Alron of Canada Division of John A. McManman Ltd. P.O. Box 220 Shanley Road Cardinal, Ontario	Purificateur d'eau portatif Alron, modèle WP-4. Traitement en discontinu, 15 l en 15 minutes.
Distributeur: Ronco Company P.O. Box 351 Cambridge Preston, Ontario N3H 4T3	Purificateur d'eau automatique Alron "Mini", modèle WP-30, 115 l/h. Purificateur d'eau automatique Alron, modèle WP-360.

4.6 **Bibliographie (Ozone)**

1. Kessel, J.F. et al "Comparison of Chlorine and Ozone as Virucidal Agents of Poliomyelitis virus." Proc. Soc. Exp. Biol. & Med. 53, 71, 1943.

2. Smith, W.W. et Bodkin, R.E. "Influence of Hydrogen Ion Concentration on the Bactericidal Action of Ozone and Chlorine." J. Bact. 47, 445, 1944.

3. Newton, W.L. et Jones, M.F. "The Effect of Ozone in Water on Cysts of E. hystolytica." Amer. J. Trop. Med. 29, 669, 1965.

4. Dickerman, J.M. et al "Action of Ozone on Water Borne Bacteria." J. New England Water Works Assoc. 68, 11, 1954.

5. O'Donovan, D.C. "Treatment with Ozone." J. AWWA 57, 1167, 1965.

6. Ingols, R.S. et Fetner. R.H. "Some Studies of Ozone for Use in Water Treatment." Proc. Soc. Water Treatment and Examination, 6, 8, 1957.

7. Katzenelsen, E.H. et al "Ozone Inactivation of Water-Borne Viruses." Proc. 4th Scientific Conf. of the Israel Ecological Soc., Tel Aviv, 1973.

8. Whitsun, M.T.B. "The Treatment of Water by Ozone." J. Inst. Civil Engineers, 21, 83, 1943.

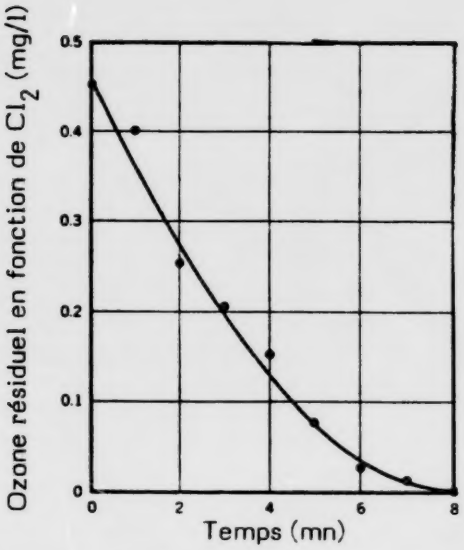


Figure 1. Décomposition de l'ozone résiduel

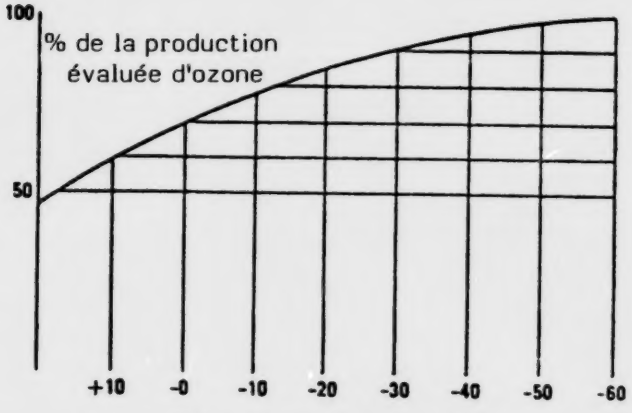


Figure 2.

INTERNATIONAL
OZONE
INSTITUTE

"Un organisme internationale pour la diffusion des techniques associées aux sciences de l'ozone et aux autres composés oxygénés connexes"

PROJET DE NORMES SUR L'OZONE
PRÉPARÉ PAR
LE COMITÉ DE NORMALISATION DE
LA INTERNATIONAL OZONE INSTITUTE

01 CARACTÉRISTIQUES D'UN DISPOSITIF DE PRODUCTION D'OZONE

La description ci-dessous donne la quantité minimale de renseignements que tout fabricant d'ozonateur devrait fournir lorsqu'il décrit ou caractérise ses appareils.

01A DISPOSITIFS DE PRODUCTION D'OZONE REFROIDIS À L'EAU

1- Dispositif de production d'ozone de type _____ d'un rendement évalué à _____ lb/h d'ozone à une concentration de _____ % en poids (ou en volume) à partir d'(air ou O_2) séché à - 60° F (- 50° C), avec un débit d'alimentation de _____ pi^3 normaux/h, à une pression de _____ lb/po^2 et à une température ne dépassant pas _____ ° F. L'utilisateur doit alimenter le dispositif de production d'ozone avec une tension de _____ volts, à _____ phase(s) et d'une puissance de _____ Hz, et les besoins énergétiques maxima de l'appareil ne dépasseront pas _____ kW et _____ kVA. L'eau de refroidissement à _____ °F doit alimenter l'appareil au rythme de _____ gal/h et l'accroissement de la température de l'eau ne devra pas dépasser _____ °F.

01B DISPOSITIFS DE PRODUCTION D'OZONE REFROIDIS À L'AIR

1- Dispositif de production d'ozone de type _____ d'un rendement évalué à _____ lb/h d'ozone à une concentration de _____ % en poids (ou volume) à partir d'(air ou O_2) séché à - 60° F (- 50° C), avec un débit d'alimentation de _____ pi^3 normaux/h, à une pression de _____ lb/po^2 et à une température

The International Ozone Institute
24 Central Avenue
Waterbury, Connecticut 08702

ne dépassant pas _____ °F. L'utilisateur doit alimenter le dispositif de production d'ozone avec une tension de _____ volts, à _____ phase(s) et d'une puissance de _____ Hz, et les besoins énergétiques maxima de l'appareil ne dépasseront pas _____ kW et _____ kVA. L'air de refroidissement doit alimenter l'appareil au rythme de _____ gal/h et l'accroissement de la température de l'air ne devra pas dépasser _____ °F.

01C SYSTÈMES DE MESURE

Le fabricant ou le client peut, à sa guise, opter pour le système métrique ou pour le système anglais.

01D ÉVALUATION DE LA PRODUCTION

A des fins de normalisation, la production de tous les ozonateurs devrait être exprimée en fonction d'une concentration d'air de 1% (en poids) ou d'une concentration d'oxygène de 1,7% (en poids). Lorsqu'il est nécessaire de décrire un ozonateur en fonction d'autres concentrations, des données relatives au rendement de l'appareil à la concentration recommandée devraient accompagner le dispositif.

01E A des fins de normalisation, tous les ozonateurs devraient être évalués en fonction du fluide de refroidissement (eau ou air), à une température d'alimentation de 70° F ou 21° C. Si cette température change avec les années ou si l'on attribue une autre température d'alimentation à l'ozonateur, d'autres données et de nouvelles courbes devraient accompagner l'appareil afin de démontrer l'évolution de la production, à la nouvelle température du fluide de refroidissement.

01F L'évaluation de la production se fonde sur l'ozonateur alimenté en air pur ou en oxygène filtré de façon normale. Souvent, l'air ou l'oxygène fourni à l'ozonateur contient des impuretés connues ou des additifs. Le fabricant doit alors fournir l'évaluation de la production normale et l'évaluation de la production en présence des impuretés ou des additifs.

01G APPAREILS AUXILIAIRES

Les fabricants d'ozonateurs offrent souvent des appareils auxiliaires destinés à des fins diverses comme le séchage de l'air d'alimentation, la purification de l'oxygène recyclé, le refroidissement de l'ozonateur, etc. Du point de vue technique, ces appareils n'entrent pas dans le cadre des travaux de la International Ozone Institute.
Il est essentiel au bon fonctionnement d'un ozonateur que le fabricant fournisse au client des renseignements complets sur divers aspects dont, entre autres, le travail accompli en kWh et d'autres exigences relatives à l'eau ou à l'air de refroidissement.

PURIFICATEURS D'EAU À LUMIÈRE ULTRAVIOLETTE

5.0 PURIFICATEURS D'EAU À LUMIÈRE ULTRAVIOLETTE

Introduction

Depuis bon nombre d'années, on connaît l'efficacité de la lumière ultraviolette en tant qu'agent d'inactivation des micro-organismes. Des études ont démontré que les diverses longueurs d'onde des radiations ultraviolettes monochromatiques possédaient un pouvoir germicide différent, l'efficacité maximale se situant toutefois à une longueur d'onde de 265 nm.

Luckiesh et Holliday (1) ont décrit la relation mathématique entre les taux de survie de E. coli et l'exposition aux radiations ultraviolettes comme suit:

$$\frac{N}{N_o} = e^{\frac{-Et}{Q}} \qquad \text{ou} \qquad N = N_o e^{\frac{-Et}{Q}}$$

où N désigne le nombre de survivants

N_o, le nombre de micro-organismes avant le traitement

E, l'intensité des radiations ultraviolettes

t, le temps d'exposition

Q, l'exposition (Et) exprimée en fonction d'une unité d'exposition létale.

Dans le cas de E. coli dans l'eau, cette exposition (Q) prend une valeur de 40 microwatts-minute par centimètre carré.

Bien qu'il y ait souvent un écart entre les taux de mortalité prévus et obtenus en raison de facteurs comme l'agglutination des micro-organismes, l'effet d'écran produit par des matières particulaires et l'agitation ou la turbulence, le taux réel de mortalité dépend principalement du produit de l'intensité par le temps d'irradiation. Un certain nombre de dispositifs de purification à la lumière ultraviolette ont été conçus à partir de l'équation susmentionnée, en tenant compte de deux facteurs de sécurité ou plus.

5.1 Sources de lumière ultraviolette et caractéristiques

Émission de la lumière ultraviolette

Les lampes au mercure à basse pression dotées d'une ampoule au quartz constituent les sources les plus courantes de radiations ultraviolettes à action germicide, adaptées aux purificateurs d'eau fonctionnant selon ce principe. Tant du point de vue du fonctionnement que de la construction, elles ressemblent aux lampes fluorescentes ordinaires sauf qu'elles ne contiennent pas de phosphore mais une ampoule au quartz. Plus de 85% des radiations émises par ces lampes ont une longueur d'onde de 253,7 nm, soit près de la longueur d'onde ayant le meilleur pouvoir germicide.

Production de radiations ultraviolettes et d'ozone

En plus des radiations germicides d'une longueur d'onde de 253,7 nm, les lampes au mercure à basse pression émettent aussi un certain nombre de radiations d'une autre longueur d'onde, dans le spectre ultraviolet. Une d'entre elles, émise à 184,9 nm, est d'un intérêt pratique. Cette radiation peut très efficacement transformer l'oxygène de l'air en ozone; on peut ainsi se procurer des lampes qui, en fonction du "verre" utilisé, émettront à 253,7 nm, mais qui laisseront également passer une certaine quatité de radiations (10%, 1,5% et 0,1%) à 184,9 nm, permettant ainsi de produire des quantités d'ozone appréciables ou négligeables, selon les besoins. Au moins deux fabricants de purificateurs d'eau à lumière ultraviolette affirment que les lampes émettant surtout dans la région de 184,9 nm produisent de petites quantités de peroxyde d'hydrogène (ou de radicaux OH dans l'eau). Il semble que ce "peroxyde" résiduel accentue le pouvoir germicide des radiations à 253,7 nm.

D'autres facteurs influencent le rendement de la lampe; ce sont les variations de tension, la fréquence du courant, l'alimentation et l'âge (c'est-à-dire le nombre d'heures de fonctionnement) de la lampe.

Influence de la température

La température de fonctionnement optimale d'une lampe au mercure à basse pression est de 40° C. A des températures ambiantes inférieures à cette dernière, le rendement de ces lampes se trouve sensiblement réduit. Par exemple, le rendement d'une lampe fonctionnant à environ 5° C et émettant des radiations à 253,7 nm est d'environ 20% inférieur à celui de la même lampe à environ 40° C. Pour cette raison, la majorité des lampes à lumière ultraviolette utilisées pour la désinfection de l'eau, possèdent une gaine de quartz; en outre, l'ampoule de la lampe se trouve généralement à une certaine distance de l'eau afin d'éviter tout refroidissement.

Tension

Selon Courtelyou et coll. (2), une chute de la tension secteur de 110 à 100 volts réduit l'intensité de 22%.

Fréquence de l'alimentation

L'auteur a remarqué que la fréquence d'alimentation peut influencer l'intensité des radiations ultraviolettes. Les purificateurs équipés d'une lampe et d'un régulateur et conçus pour une tension de 115 volts et un courant alternatif de 60 cycles ont subi une diminution de rendement de l'ordre de 30% lorsqu'on a abaissé la fréquence à 50 cycles. Ce facteur, négligeable en Amérique du Nord, revêt une certaine importance dans le cas des modèles exportés vers d'autres pays, où la fréquence du courant alternatif est de 50 cycles, ou utilisés par mesure d'urgence sur le terrain et reliés à une génératrice. En courant alternatif, un arc se dissipe à la fin de chaque demi-cycle et se reforme au demi-cycle suivant. Cette réaction n'a lieu qu'en présence d'ions dans l'espace, au cours de l'intervalle entre les demi-cycles. Si cet intervalle de temps se prolonge, alors le gaz se désionise et l'arc ne se forme pas.

Âge de la lampe

Le rendement énergétique de la lumière ultraviolette d'une lampe neuve décroît d'environ 20% au cours des 100 premières heures de fonctionnement. Par la suite, la puissance diminue de façon très graduelle pour atteindre environ 70% de sa valeur initiale après une durée de vie normale de 7 500 heures.

5.2 Mesure de la dose - dosimètres physiques et biologiques

D'après R.W. Yip et D.E. Konasewich (3), on doit reconnaître deux fonctions aux dosimètres physiques: a) la mesure de la diminution relative d'intensité de la lumière ultraviolette au point d'incidence avec l'eau (I_o) causée par le vieillissement de la lampe et par la formation de dépôts sur la gaine de quartz, b) la vérification du pourcentage de transmission ($\%T = \frac{I}{I_o} \times 100$, où I_o désigne l'intensité de la lumière incidente et I, l'intensité de la lumière transmise) à 253,7 nm, dans la chambre d'irradiation. Dans le cas de la fonction a), il existe un rapport de dépendance linéaire entre la dose (D) et la lumière incidente (I_o) mais en b), le rapport de dépendance entre la dose (D) et le pourcentage de transmission (%T) n'est pas nécessairement linéaire en raison de l'écoulement irrégulier à l'intérieur du réacteur. Ainsi, l'efficacité d'un purificateur

à lumière ultraviolette doit être déterminée expérimentalement par dosimétrie absolue, en fonction des taux d'inactivation des bactéries, dans des conditions dynamiques et pour un (ou plusieurs) débit(s) donné(s). Cette méthode expérimentale tient toutefois compte de l'écoulement, de l'intensité de la lumière ultraviolette et des caractéristiques d'absorption de l'eau.

La majorité des purificateurs d'eau domestiques, à lumière ultraviolette, équipés d'un dosimètre ne mesurent que la lumière transmise (I) à travers le fluide; c'est pourquoi il y a un rapport non linéaire entre la dose et le pourcentage d'absorption. Néanmoins, en utilisant un dosimètre pouvant fournir une réponse précise pour une bande étroite du spectre, à 253,7 nm, et en l'étalonnant à partir d'une lampe germicide normale au nitrobenzènesulfonate, on peut établir une relation entre la transmission de la lumière ultraviolette dans l'eau, le débit, la quantité et les types de micro-organismes à inactiver et le rendement de la lumière ultraviolette d'un appareil donné.

Doses d'inactivation

Même après une exposition appropriée à la lumière ultraviolette (temps x intensité), il faut encore tenir compte de la résistance des micro-organismes à l'inactivation.

Bactéries

En 1955, Nagy (4) a souligné la grande résistance de E. coli par rapport aux autres bactéries pathogènes transportées par l'eau. En 1965, Huff et coll. (5) ont également émis l'opinion que E. coli, en tant que représentant du groupe des coliformes et en raison de sa grande résistance par rapport aux autres bactéries pathogènes du tube digestif, constituerait un organisme approprié pour les épreuves bactériologiques visant à évaluer l'efficacité du traitement de l'eau potable par irradiation ultraviolette. Au cours de l'évaluation d'un dispositif de désinfection disponible sur le marché, les auteurs ont constaté que l'appareil était efficace pour autant que la dose d'irradiation n'atteignait pas une valeur inférieure à 11 000 µwatts-seconde/cm^2. En analysant l'efficacité du traitement à deux débits différents, on a évalué que, pour cette dose et dans le cas de E. coli, le facteur de sécurité atteignait 1,6. En 1969, Oda (6) a également présenté une excellente étude sur la désinfection par la lumière ultraviolette, de même qu'une évaluation d'un appareil disponible sur le marché.

Virus

Nagy (4), de même que Huff et coll. (5) ont aussi effectué des études sur l'inactivation des virus; ils ont démontré que les entérovirus (Poliovirus I, II et III, ECHO 7 et Coxsackie A9) étaient inactivés lorsque la dose totale égalait ou dépassait 11 000 µ watts-seconde/cm^2 et que la concentration des virus était inférieure à environ 1 000 plages de lyse par millilitre. Vajdic (7) a constaté en 1969 que l'inactivation demeurait incomplète lorsque la concentration initiale de virus (bactériophages) dépassait 10^4/ml au cours de l'irradiation à l'aide d'un dispositif commercial. En se fondant sur ces résultats et sur d'autres travaux (8), il semble reconnu et accepté que le traitement aux radiations ultraviolettes puisse enrayer les virus présents dans une eau brute lorsque leur concentration correspond à celle que l'on retrouve dans les eaux de surface polluées.

Protozoaires

On ignore encore si les radiations ultraviolettes peuvent être dommageables pour les kystes; il a toutefois été établi que ces radiations avaient un effet létal sur les kystes du protozoaire pathogène affectant le tube digestif, Endamoeba histolytica (9). Malheureusement, on n'a pas pu établir l'exposition (µ watts-seconde/cm^2) nécessaire à l'inactivation dans le cadre de cet ouvrage. Bien que E. Histolytica ne constitue pas actuellement un protozoaire de première importance au Canada, il existe d'autres protozoaires auxquels on devrait accorder plus d'attention. Il s'agit de Giardia lambia et de Naegleria gruberi. Un cas de giardiase localisé à Rome, New York, en 1975, a été attribué à des eaux d'approvisionnement urbaines partiellement désinfectées (chloration) et non filtrées, issues d'un milieu principalement rural. Naegleria gruberi, une amibe libre infestant les eaux réservées à la baignade, engendre une certaine inquiétude depuis qu'on a associé cet organisme à la méningo-encéphalite chez l'homme.

Puisque les radiations ultraviolettes n'inactivent pas complètement les kystes, on recommande donc d'effectuer une filtration avant la désinfection à la lumière ultraviolette, non seulement afin d'éliminer la turbidité et les particules qui pourraient nuire à la désinfection mais aussi pour extraire les kystes. A cette fin, on propose d'utiliser un filtre capable d'intercepter des particules d'environ 5 µ m.

5.3 Nuisances

Il ne semble y avoir aucune relation quantitative entre les unités de couleur déterminées selon des méthodes d'analyse normalisées et la chute de transmission des rayons ultraviolets. De même en est-il entre les unités de turbidité déterminées par

des techniques de diffusion lumineuse et la diminution d'intensité des rayons ultraviolets. On ne peut donc mesurer la chute de transmission des rayons ultraviolets en se servant de ces deux unités. Les substances humiques et le fer nuisent à la transmission des rayons ultraviolets dans l'eau. Les composés ferreux dissous peuvent se déposer sous forme ferrique et former une couche sur le tube ou la gaine de quartz de l'appareil. Il est donc très souhaitable de connaître le degré de transmission des rayons ultraviolets propre à une eau avant l'installation d'un purificateur. La majorité des fabricants recommandent une filtration préalable et, s'il y a présence de fer, l'utilisation d'un filtre à sable vert manganeux afin d'extraire les matières en suspension et le fer dissous.

5.4 Critères de reconnaissance d'un dispositif de désinfection à la lumière ultraviolette

En 1966, le Department of Health, Education and Welfare du United States Public Health Service a formulé une déclaration de principe sur l'utilisation des radiations ultraviolettes à des fins de désinfection de l'eau. Ce bulletin fixait également des critères de reconnaissance d'un dispositif de désinfection à la lumière ultraviolette. Vous trouverez ci-après un exemplaire de ce bulletin.

En 1975, le Department of Health, Education and Welfare a fourni une explication plus élaborée de la norme en fixant une dose de radiations ultraviolettes de 16 000 µwatts/cm^2 et en redéfinissant le terme "dose" de la façon suivante: "Pour être acceptables, les dispositifs de désinfection à la lumière ultraviolette doivent avoir un débit ne dépassant pas 2/10 d'un gallon américain par minute et par pouce utile (longueur d'arc) de radiations ultraviolettes. La lumière ultraviolette doit émettre une énergie germicide (à 253,7 nm) avec une intensité de 4,85 watts par pied carré à une distance de 2 pouces ou avec un rapport intensité de lumière/débit équivalent. Par exemple, une lumière ultraviolette d'une puissance de 9,7 watts par pied carré permettra d'atteindre un débit de 4/10 d'un gallon américain par minute et par pouce. La chambre de purification doit être conçue en fonction d'un temps de séjour de 15 secondes à un débit maximum du dispositif."

Il existe actuellement trois types de lampes à lumière ultraviolette capables d'émettre la puissance exigée de 4,85 watts/pi^2 à une distance de 2 pouces. Elles ont des longueurs d'arc de 30, 58 et 60 pouces; par conséquent, elles peuvent traiter un volume maximum de 6 gal (US)/mn (22,8 l), 11,6 gal (US)/mn (44 l) et 12 gal (US)/mn (45,6 l), respectivement.

5.5 Types de purificateurs à lumière ultraviolette commerciaux

Les purificateurs d'eau à lumière ultraviolette, offerts par les fabricants, ci-après énumérés peuvent être classés de la façon suivante:

1) Les unités dotées d'une gaine de quartz servant à éliminer les effets de la température.

2) Les unités dépourvues de gaine et dont la lampe demeure en contact direct avec l'eau à traiter.

3) Les unités utilisant des lampes sensiblement efficace à 184,9 nm et produisant un résidu oxydant (H_2O_2) dans l'eau.

Les unités de la première catégorie comportent généralement un tube en plastique ou en métal d'un diamètre d'environ 100 mm. A l'intérieur de ce tube se trouve la source de radiations ultraviolettes, elle-même renfermée dans un tube ou une gaine de quartz d'un diamètre d'environ 50 mm. L'espace entre la gaine et le réservoir extérieur sert de chambre de désinfection et c'est par cette chambre que s'écoule l'eau. Des dispositifs comme une chicane en forme d'hélice servent souvent à créer de la turbulence. Les dimensions des tubes et des appareils sont choisies en fonction de la teneur bactérienne et des caractéristiques de transmission des radiations ultraviolettes de l'eau brute. La majorité des unités produisent plus de 30 000 µwatts-seconde/cm^2, au débit prévu et avec une lampe neuve, et pas moins d'environ 20 000 µwatts-seconde/cm^2 après 7 500 heures de fonctionnement. Bien que ces unités ne se conforment pas toujours au temps de séjour de 15 secondes mentionné dans la version, révisée en 1975, des critères de reconnaissance de la United States Public Health Service (USPHS), on peut toutefois démontrer qu'elles remplissent les conditions énoncées dans les critères 1, 2 et 3. Les unités de la deuxième catégorie ne seraient pas conformes au critère 3 a. Les lampes au mercure à basse pression (10^{-3} à 10^{-2} mm de Hg) nécessitent une tension d'amorçage relativement élevée mais procurent une pleine puissance d'irradiation ultraviolette presque instantanément, à la température de la pièce. Selon l'auteur, il n'est pas nécessaire de faire appel au mécanisme d'attente mentionné dans les critères de l'USPHS afin de procéder à un réchauffement préalable (2 minutes) du tube, si l'on utilise des lampes au mercure à basse pression à la température de la pièce (c'est-à-dire des tubes munis d'une gaine) et si l'on permet à l'unité de fonctionner normalement. On recommande donc de vérifier l'efficacité de la mise en marche et la puissance d'irradiation ultraviolette des dispositifs dépourvus de gaine, en fonction du temps et d'une échelle de températures de 5 à 10° C, les basses températures pouvant nuire sensiblement au fonctionnement de la lampe.

Des robinets de contrôle automatique du débit permettent de ne pas dépasser le débit maximum admissible d'un appareil donné et font souvent partie de l'équipement offert en option. A moins que le fabricant démontre qu'il est impossbile de dépasser le débit maximum prévu d'un appareil donné en raison des limites imposées par les orifices d'entrée et de sortie, à une pression d'utilisation de 40 à 80 lb/po^2, on recommande fortement d'installer un dispositif de contrôle du débit. L'exposition aux rayons ultraviolets (temps x intensité) est directement proportionnelle au débit. Toutes les unités d'irradiation ultraviolette devraient pouvoir contrôler leur débit afin de se conformer au critère n^o 6 de l'USPHS.

Les purificateurs les moins chers possèdent généralement un orifice latéral recouvert d'un bouchon en plastique et servant à vérifier le fonctionnement de l'unité par l'observation de la lumière bleue émise par la lampe.

Des indicateurs d'intensité lumineuse étalonnés avec précision sont parfois disponibles mais surtout en tant qu'accessoires, en raison de leur prix (au moins $200). La société Ultra-dynamics Corporation offre un modèle de lampe émettant à 253,7 nm et doté d'un indicateur précis. Toutefois, les indicateurs disponibles en tant qu'accessoires constituent plutôt des dispositifs auxiliaires de sécurité et s'accompagnent généralement d'un robinet de sectionnement (solénoïde). Selon la construction du dosimètre et le choix des filtres, ces dispositifs peuvent donner des lectures relatives d'irradiation ultraviolette sur une échelle comportant les bandes "efficace" et "à remplacer". Plus souvent, par contre, le dosimètre détecte à la fois la lumière bleue visible et la lumière ultraviolette et n'indique pas seulement que la lampe est en position de marche. Une fois équipé d'un robinet de sectionnement solénoïde le plus simple de ces dispositifs activera, s'il est apte à fonctionner, un mécanisme solénoïde ou avertisseur en cas d'arrêt de la lampe. Les dosimètres sensibles à la lumière visible ne mettront cependant pas en marche ce mécanisme si la transmission des rayons ultraviolets dans l'eau est freinée par des substances ou des phénomènes absorbants comme, par exemple, le fer ou les substances humiques, la turbidité, etc. Malheureusement, les dispositifs à semi-conducteurs utilisés dans les dosimètres et les appareils électroniques peuvent faire défaut en position de marche et ainsi empêcher le mécanisme auxiliaire de sécurité d'entrer en action au moment de la panne. Au moins un fabricant (Trojan) a tenté de solutionner ce problème en offrant un dispositif auxiliaire de sécurité qui mesure le courant directement à la lampe d'irradiation ultraviolette. On ne possède à l'heure actuelle aucun renseignement sur ce dispositif et on ignore s'il fonctionne sur le seul principe du "tout ou rien". Il existe une relation entre la puissance d'irradiation ultraviolette et le courant de la lampe; par contre, le rapport de la puissance d'irradiation sur l'alimentation électrique varie de 1/7 à 1/15 en fonction de la lampe utilisée.

Ainsi, l'installation d'un indicateur accessoire et d'un robinet solénoïde ne répond que partiellement, et parfois nullement, aux critères 8 et 9 de l'USPHS.

Un signal d'alarme sonore automatique fait aussi partie de l'équipement offert en option. Toutefois, lorsqu'un dispositif auxiliaire de sécurité (solénoïde) est installé, le manque d'eau signale à l'utilisateur la présence d'un problème.

Les matériaux de construction des unités (acier inoxydable ou plastique - généralement alkyl-benzène-sulfonate) analysées semblent être conformes aux critères n° 10 relativement aux effets toxiques. (Les tuyaux en chlorure de polyvinyle ne conviennent pas aux traitements par irradiation ultraviolette à moins qu'on améliore leur résistance aux rayons ultraviolets en leur incorporant des additifs spéciaux.)

Quelques fabricants offrent des modèles équipés de balais manuels ou automatiques servant au nettoyage de la gaine de quartz (Atlantic Ultraviolet et Ultradynamics); par contre, d'autres préconisent un prétraitement et une préfiltration afin de faire correspondre l'étape du nettoyage avec le changement de la lampe (par exemple, les modèles Ultra Safe et Trojan). Les modèles Ellner (Erie Manufacturing) ont un boîtier percé d'un orifice qui semble servir au nettoyage chimique, périodique et sur place, de l'unité. La documentation des fabricants ne traite pas de la méthode de nettoyage, mais celle-ci consiste probablement en un lavage à l'acide faible comme l'acide acétique.

Selon l'auteur, il faut analyser la purification de l'eau en fonction d'un ensemble organisé. Dans le cas des purificateurs à lumière ultraviolette, les prétraitements comportent: a) l'extraction du fer si la teneur en fer dépasse environ 0,3 ppm (sable vert manganeux ou l'équivalent), b) la filtration au charbon actif afin d'éliminer les matières organiques absorbant les rayons ultraviolets, c) la filtration destinée à intercepter les particules en suspension. Un seul ou l'ensemble de ces prétraitements peuvent se révéler nécessaires, selon la nature et les fluctuations de la source d'eau brute. La majorité des fabricants d'appareils à lumière ultraviolette analyseront les eaux brutes et recommanderont, si nécessaire, un prétraitement approprié. On devrait toujours associer un traitement de filtration à un traitement par irradiation ultraviolette afin d'éliminer les matières particulaires, les protozoaires et les kystes qui pourraient se trouver dans l'eau. Les kystes de E. histolytica ont un diamètre de 8 à 12 µm. Si l'on soupçonne la présence de kystes, il est préférable d'utiliser des filtres pouvant intercepter des particules de 5 µm. Encore là, la protection n'est pas totale puisqu'on a identifié une variété rare de petits kystes de E. histolytica ayant un diamètre de 4 µm. La plupart des cartouches filtrantes recommandées ou distribuées par les fabricants ont une porosité allant de 10 à 15 µm car les filtres plus fins ont une durée beaucoup plus courte.

5.6 Critères biologiques de reconnaissance

Même si les unités de désinfection à la lumière ultraviolette peuvent être conçues pour répondre aux critères physiques énoncés dans le document de l'USPHS, c'est par la production d'une eau désinfectée dans les conditions les plus sévères pour un débit donné que l'on parvient à en vérifier l'efficacité. Comme on l'a mentionné précédemment, il semble que, de l'avis général, le groupe des coliformes et plus particulièrement E. coli constituent les meilleurs organismes indicateurs; en effet, ces organismes ont une résistance aux radiations ultraviolettes beaucoup plus prononcée que celle d'autres entérobactéries pathogènes. (Pour l'instant, on suppose que les kystes sont éliminés par préfiltration et qu'aucune norme touchant les virus dans l'eau n'a été établie même si les rayons ultraviolets constituent probablement l'agent virulicide le plus efficace.)

On propose donc de mettre à l'épreuve un purificateur à lumière ultraviolette équipé d'une (ou plusieurs) vieille(s) lampe(s) (pas moins de 100 heures, préférablement 7 500 heures) et fonctionnant selon le débit prévu, en l'alimentant avec une solution contenant 1 000 à 5 000 coliformes (ou E. coli) par 100 ml. Cette épreuve s'appuie sur le principe qu'une installation de purification de l'eau aux rayons ultraviolets effectue rarement plus d'une filtration et d'une désinfection irradiante. Il semble ainsi qu'une teneur en coliformes fécaux de 1 000 à 5 000/100 ml à l'entrée du purificateur (c'est-à-dire après toute filtration préalable) constitue donc une épreuve valable. On recommande de soumettre des échantillons d'effluent d'au moins 100 ml à l'épreuve du filtre-membrane ou encore à l'épreuve du nombre le plus probable (NPP). Dans le cas de la technique de filtration sur membrane, on propose également d'effectuer des rinçages à l'eau peptonée additionnée de glutamate afin de favoriser une récupération maximale des coliformes détériorés. Il faut prendre soin de neutraliser les échantillons avec du thiosulfate lorsque les fabricants affirment que les lampes produisent du H_2O_2 résiduel dans l'eau. L'épreuve de vérification devrait être répétée en doublant le débit prévu (si possible) et aussi en le diminuant de moitié afin d'évaluer le facteur de sécurité et l'influence de la conception de l'unité sur les profils internes d'écoulement. Les critères d'acceptation ou de rejet des appareils peuvent ainsi se fonder sur les résultats obtenus en fonction des concentrations totales limites de coliformes dans l'eau potable proposées en page 8 des "Normes et objectifs canadiens en matière d'eau potable, 1968".

La plupart des fabricants de purificateurs d'eau à lumière ultraviolette (Ultra-dynamics, Aqua Pur, Trojan, Atlantic Ultraviolet) on publié des données sur l'efficacité, à partir d'épreuves de vérification analogues. Enfin, on peut obtenir la preuve définitive de l'efficacité d'une installation sur le terrain en prélevant de l'eau selon la méthode courante d'échantillonnage en bouteilles, avant et après le traitement aux radiations ultraviolettes, afin de la faire analyser par les autorités provinciales responsables de la santé.

5.7 Recommandations

Les auteurs recommandent de mener une enquête sur les installations de purification de l'eau à la lumière ultraviolette en raison des résultats néfastes obtenus avec de tels appareils, installés à bord de navires, et dénoncés par le "Drinking Water Disinfection ad hoc Committee" (Atlanta, les 15 et 16 décembre 1976) du U.S. Department of Health, Education and Welfare, et à cause de la popularité croissante de cette méthode de traitement des eaux de puits, de sources et de lacs, au Canada.

5.8 Purificateurs d'eau à lumière ultraviolette disponibles au Canada et aux États-Unis

On a indentifié les principaux fabricants et/ou distributeurs suivants:

Fabricants et principaux distributeurs	Marque déposée et modèle
1. Aqua Pur Inc. 110 Bessemer Rd. London, Ontario N6E 1R2	Ultra Safe C-400, environ 11,5 l/mn CVS-400, environ 11,5 l/mn C-300, environ 30 l/mn CVS-300, environ 30 l/mn Modèles allant jusqu'à environ 150 l/mn
2. Atlantic Ultraviolet Corp. 24-10 40th Avenue Long Island City, N.Y. 11101 U.S.A. Ralph E. Benner Ltd. 620 Supertest Downsview, Ontario	Purificateurs d'eau à lumière ultraviolette Sanitron Modèle A75, environ 5 l/mn Modèle A75B, environ 5 l/mn Modèle A250, environ 16 l/mn Modèle A600, environ 38 l/mn Modèle A2400, environ 150 l/mn Modèles allant jusqu'à environ 1 260 l/mn Le modèle B fonctionne sur courant alternatif ou sur courant continu (12 volts)
3. Ultraviolet Purification Systems Inc. 109 Montgomery Avenue Scarsdale, N.Y. 10583 Fabriqué au Canada par:	Ellner EP6 à EP120 avec des débits allant d'environ 23 à 455 l/mn

Fabricants et principaux distributeurs	Marque déposée et modèle
4. Erie Manufacturing Co. (Canada) Ltd. P.O. Box 880 Stouffville, Ont. L0H 1L0 et Erie Manufacturing Co. (Canada) Ltd. 8070, rue Chamilly Saint-Léonard (Québec) H1R 2S4	Ellner TS405* 18 l/mn EP8, environ 30 l/mn EP8M, environ 30 l/mn EP24, environ 92 l/mn EP48, environ 183 l/mn EP50, environ 190 l/mn EP120, environ 455 l/mn * semble identique au modèle Trojan TS405
5. Multus (Katadyn) Guillot Inc. 1339, rue Saint-Hubert Montréal (Québec)	Multus Junior Type J, maximum de 80 l/mn Multus U2/100, maximum de 200 l/mn Modèles allant jusqu'à un maximum de 3 600 l/mn
6. Trojan Environmental Products P.O. Box 2341 London, Ontario N6A 4G3 aussi disponible chez Alron Ozone Water Purifier Environmental Products Ronco Co. (1976) P.O. Box 351 Cambridge, Ontario N3H 4T3	Trojan TS402-12 7,6 l/mn TS402-120 7,6 l/mn TS405 19 l/mn Le modèle 402-12 fonctionne sur courant continu (12 volts) Les numéros Ronco correspondant aux précédents.
Kinetico Inc. Newburg, Ohio 44015 U.S.A.	Sunlite K-402-12 7,6 l/mn K-402-120 7,6 l/mn K-402-12MW 7,6 l/mn K-405-120 19 l/mn K-405-12 19 l/mn K-405-12MV 19 l/mn Les modèles MV possèdent un robinet de sectionnement
7. Ultradynamics Inc. 80 West Street Englewood, N.J. 07631 U.S.A. Aucun représentant canadien pour l'instant. Les unités sont vendues directement aux clients canadiens.	Modèles 100 6 l/mn Modèles 250 16 l/mn Modèles 500 32 l/mn Modèles allant jusquà environ 4 560 l/mn
8. Aquafine Corporation 1869 Victory Place Burbank, California 91504	Aquafine SL10A, environ 11,4 l/mn SL1, environ 38 l/mn Neuf autres modèles allant de 38 l/mn à environ 500 l/mn

5.9 **Bibliographie (Ultraviolet)**

1. Luskiesh, M. et Holliday, L.L. "Disinfecting Water by Means of Germicidal Lamps." Gen. Electric Rev. 47, 45, 1944. 1944.

2. Courtelyou, J.R. et al "Some Physical Factors Affecting the Effectiveness of Germicidal Ultraviolet Radiation." Appl. Microbiol. 2, 269, 1954.

3. Yip, R.W. et Konasewich, D.E. "Ultraviolet Sterilization of Water - Its Potential and Limitations." Water & Pollution Control, June 1972.

4. Nagy, R. "Water Sterilization by Ultra-violet Radiation." Research Report B1-R-6-1059-3023-1 Westinghouse 1955.

5. Huff, C.B. Smith, H.F., Boring, W.D. et Clarke, N.A. "Study of Ultraviolet Disinfection of Water and Factors in Treatment Efficiency." Public Health Reports, U.S. Dept. of Health, Education & Welfare, Public Health Service, Aug. 1965, Vol. 80, No. 8, pp 695-705.

6. Oda, A. Ontario Water Resources Commission. Research Report No. 2012, 1969.

7. Vajdic, Ann H. "The Inactivation of Viruses in Water Supplies by Ultraviolet Irradiation." Ontario Water Resources Commission Research Report No. RP2015, June 1969.

8. Hill, W.F., Hamblet, F.E. et Berton, W.H. "Inactivation of Poliovirus I by the Kelly Percy Ultraviolet Seawater Treatment Unit." Appl. Microbio. 17, 1, 1969.

9. Stoll, Alice M., Ward, P.A. et Mathieson, D.R. "The Effect of Ultraviolet Radiation on Cysts of Endamoeba Histolytica."

10. Morbidity and Mortality. 24, 43, 366. Center for Disease Control, US Dept. of Health, Education and Welfare, Atlanta, Georgia (Week ending 25/10/75).

DEPARTMENT OF HEALTH, EDUCATION, AND WELFARE
PUBLIC HEALTH SERVICE

Division du génie environnemental et de la protection des aliments

Déclaration de principe sur l'utilisation des radiations ultraviolettes à des fins de désinfection de l'eau

L'utilisation des radiations ultraviolettes comme agent de désinfection de l'eau afin de se conformer aux exigences bactériologiques énoncées dans les Public Health Service Drinking Water Standards est reconnue pourvu que les appareils utilisés répondent aux critères décrits ci-dessous.

Lors de la conception d'une installation de traitement des eaux, il faut veiller à se conformer aux autres exigences des Drinking Water Standards relatives à la source de radiations, la protection, les caractéristiques chimiques et physiques et la radioactivité. (Dans le cas d'une source d'eau ponctuelle, l'installation devrait répondre aux critères énoncés dans le "Manual of Individual Water Supply Systems", publication n° 24 du Public Health Service.) La méthode de désinfection aux radiations ultraviolettes ne devra changer en rien les caractéristiques chimiques et physiques de l'eau. Même s'il ne s'impose pas, un traitement supplémentaire, comprenant peut-être un apport de désinfectant résiduel dans le réseau de distribution, se révélera aussi nécessaire.

La coloration, la turbidité et les matières organiques nuisent à la transmission des rayons ultraviolets et diminuent l'efficacité de la désinfection souvent en-dessous des limites de destruction des organismes pathogènes. Il peut donc être nécessaire d'effectuer un prétraitement afin de réduire la turbidité et la coloration. En général, les unités de couleur et de turbidité ne reflètent pas précisément la baisse de transmission des rayons ultraviolets. Les matières organiques présentes dans l'eau peuvent engendrer des problèmes évidents de transmission. Par conséquent, il faut veiller à l'installation d'un indicateur d'intensité d'irradiation ultraviolette afin de mesurer la quantité d'énergie à laquelle l'eau est soumise.

Le traitement aux rayons ultraviolets ne possède aucune propriété bactéricide résiduelle. Il faut donc reconnaître la nécessité d'un rinçage et d'une désinfection périodique du réseau de distribution de l'eau. Certaines sources d'eau peuvent exiger une désinfection chimique régulière, de même que la présence continue d'un agent bactéricide résiduel dans le réseau de distribution.

Critères de reconnaissance d'un dispositif
de désinfection à lumière ultraviolette

1. Une dose minimale de 16 000 µwatts-seconde par centimètre carré de radiations ultraviolettes d'une longueur d'onde de 2 537 Å doit être appliquée en tous points de la chambre de désinfection de l'eau.

2. L'épaisseur d'eau maximale à l'intérieur de la chambre, de la surface du tube à la paroi de la chambre, ne doit pas dépasser trois pouces.

3. Les tubes d'irradiation ultraviolette doivent posséder une gaine de quartz ou de verre, à forte teneur en silice et dotée de propriétés optiques semblables, afin de conserver une température de fonctionnement d'environ 105° F.

4. Un mécanisme d'attente ou de retardement doit permettre un réchauffement du tube d'une durée de 2 minutes avant que l'eau ne pénètre dans l'unité.

5. L'unité doit être conçue de façon à permettre un nettoyage mécanique fréquent de la surface de la gaine en contact avec l'eau, sans avoir à démonter l'appareil.

6. Afin d'éviter que le débit de l'unité de traitement ne dépasse le maximum prévu, un robinet de contrôle automatique précis, ajusté en fonction de l'échelle de pression prévue, doit être installé.

7. Un indicateur d'intensité d'irradiation ultraviolette, préalablement étalonné, précis et filtré convenablement afin de réduire sa sensibilité au spectre de désinfection, doit être installé sur la paroi de la chambre, à l'endroit où l'épaisseur d'eau est la plus grande à partir du (ou des) tube(s).

8. Un robinet de dérivation ou de sectionnement doit servir à diriger l'eau traitée dans le réseau d'eau potable, seulement lorsque la dose minimale de radiations ultraviolettes a été appliquée. En l'absence de courant d'alimentation, le robinet doit être fermé (ou en position auxiliaire de sécurité) afin d'empêcher l'eau non traitée de pénétrer dans le réseau d'eau potable.

9. Lorsqu'un organisme de contrôle ou de réglementation le juge approprié, un signal d'alarme sonore automatique doit être installé afin de signaler une défectuosité ou un arrêt imminent.

10. Les matériaux de construction ne doivent pas répandre des matières toxiques dans l'eau, c'est-à-dire qu'ils ne doivent pas se composer de matières toxiques ou en libérer par suite de transformations physiques ou chimiques dues à une exposition à des rayons ultraviolets.

11. L'unité doit être conçue de façon à protéger l'utilisateur contre les chocs électriques et les doses excessives de radiations.

Comme dans le cas de tout procédé de traitement de l'eau potable, il faut accorder une attention particulière au procédé et aux appareils de désinfection, du point de vue de la fiabilité, de l'économie et de l'utilisation, y compris:

1. L'installation de l'unité dans un abri non soumis à des températures extrêmes qui pourraient causer des défectuosités.

2. L'achat d'un tube d'irradiation ultraviolette et d'autres accessoires de rechange afin qu'un personnel compétent en matière de fonctionnement et d'entretien de ces appareils puisse effectuer les réparations sans délai.

3. L'inspection fréquente de l'unité et l'enregistrement de ses caractéristiques de fonctionnement, y compris les problèmes d'entretien.

ARGENT - AGENT BACTÉRICIDE

6.0 ARGENT

Introduction

On connaît depuis environ 100 ans l'action "oligodynamique" de l'argent. Le terme "oligodynamique" a permis d'établir une distinction entre l'action de solutions de nitrate d'argent à des concentrations de 10 mg/l ou plus et celle des ions argent en très petites quantités (50 à 100 µg/l). Il signifie que de très petites quantités d'un élément peuvent produire un effet. Bien que le mécanisme de l'action ologodynamique de l'argent ait fait l'objet de plusieurs théories, la documentation sur l'efficacité de l'argent en tant qu'agent de désinfection de l'eau demeure ambiguë et contradictoire. En examinant cette documentation, Woodward (1) et Romans (2) ont eu tôt fait de constater la divergence des résultats obtenus par divers chercheurs.

A l'aide de l'organisme indicateur courant, E. coli, Wuhrman et Zobrist (3) ont étudié les propriétés bactéricides de l'argent. Ils ont démontré que l'inactivation de E. coli (99,9%) représentait une réaction du premier ordre et que la température, le pH, la teneur en argent et le temps de contact avaient tous une influence sur les résultats. Une hausse de température de 10° C et une diminution d'une unité de pH réduisaient le temps d'inactivation d'un facteur de 1,6. Ces études permettent principalement de conclure qu'au chapitre de la désinfection de l'eau, des concentrations d'argent de 50 µg/l (le maximum admissible dans l'eau potable) ou moins nécessitaient des temps de contact prolongés pour être efficaces (par exemple, à 25° C et à un pH de 7,5, une teneur de 32 µg/l correspond à un temps de contact de 90 minutes; à 5° C et à un pH de 7,5, une teneur de 34 µg/l exige un temps de contact de 270 minutes).

6.1 Nuisances

Divers éléments peuvent entraver l'action microbicide de l'argent:

Chlorures

Wuhrman et Zobrist ont constaté que, dans une eau contenant environ 60 µg/l d'argent, une teneur en chlorures de 10 mg/l augmentait d'environ 25% le temps de contact nécessaire à une inactivation de 99,9%, et une teneur de 100 mg/l engendrait une augmentation de l'ordre de 70%.

Dureté

Les mêmes auteurs ont remarqué qu'à 20° C et à un pH de 7, chaque augmentation de la teneur en sels de 10 mg/l correspondait à un prolongement d'environ 3 minutes du temps d'inactivation (99,9%).

Phosphates

Selon Wuhrman et coll. (3), de même que Chambers et Proctor (4), les phosphates entravent l'action bactéricide de l'argent. Malgré son importance restreinte en matière de désinfection de l'eau, ce facteur doit quand même retenir notre attention au cours des travaux d'analyse en laboratoire puisqu'on utilise fréquemment des tampons phosphate pour préparer des suspensions mères d'organismes, des eaux de rinçage, etc.

Sulfures

Les sulfures nuisent à l'action de l'argent; c'est pourquoi on a proposé de limiter à 1 mg/l la teneur maximale admissible en sulfures des eaux traitées à l'argent.

Oxygène dissous

Selon Wuhrman et coll., une carence en oxygène dissous dans l'eau potable de traitement peut réduire considérablement l'action bactéricide de l'argent. Le temps de contact nécessaire à une inactivation de 99,9% augmente de 50% lorsqu'on passe d'une eau ayant une teneur en oxygène dissous de 8,7 mg/l à une eau sans oxygène dissous.

6.2 Purificateurs d'eau à l'argent

Il existe de nombreux dispositifs de traitement de l'eau utilisant l'argent comme agent microbicide. Ces appareils se divisent en deux groupes:

1) Les dispositifs qui peuvent traiter une eau brute et qui ont des propriétés bactéricides (ou qui éliminent complètement les bactéries par filtration), et

2) Les dispositifs destinés à améliorer les qualités organoleptiques d'une eau déjà désinfectée provenant généralement des réserves urbaines d'eau potable. Ces appareils utilisent l'argent comme agent microbicide afin d'empêcher la croissance des organismes sur le filtre au charbon actif. On retrouve dans ce groupe des unités portatives qui, en plus de servir à l'amélioration du goût et de l'odeur de l'eau potable, sont aussi recommandées pour traiter de l'eau de qualité bactériologique inconnue préalablement désinfectée avec une solution d'hypochlorites (agent de blanchiment) ou des pastilles Halazone. On ne dit pas alors que ces unités peuvent à elles seules "désinfecter" mais qu'elles éliminent les goûts et les odeurs désagréables provenant du désinfectant résiduel.

6.3 Unités bactéricides à l'argent

La plupart des unités utilisant l'argent pour la désinfection de l'eau effectuent également une filtration afin d'éliminer les bactéries. Ces dispositifs de désinfection figurent dans la liste des fabricants et distributeurs. La filtration se fait par l'intermédiaire d'un filtre à bougie en porcelaine, dans le cas des produits Sterasyl et Katadyn, et d'une membrane, pour les unités Filopur/Ogden et Sysc-RO.

Purificateurs Sterasyl et Katadyn (filtres en porcelaine poreuse)

Les purificateurs Sterasyl se composent d'une bougie ou d'un élément cylindrique dont le centre est creux. L'eau est filtrée à travers la paroi du cylindre et aboutit dans le centre creux. Le matériel céramique provient d'un mélange d'argiles et de terre diatomée à structure poreuse. La surface externe du cylindre, lavable périodiquement à l'aide d'une brosse et d'eau courante, retient les particules en suspension d'un diamètre supérieur à 1 µm. Le cylindre est aussi imprégné à l'argent; de cette façon, les bactéries retenues à l'intérieur ou à la surface du filtre sont tuées, ou le contact avec les ions argent inhibe leur croissance. L'argent empêche également la croissance bactérienne à l'intérieur des parois de l'élément. (Les filtres à eau non imprégnés à l'argent doivent être stérilisés périodiquement par ébullition.) Selon les calculs des fabricants, un filtre (cartouche en porcelaine de 250 mm) possède une durée d'environ 2 ans, à un débit de 30 litres d'eau par jour et avec une concentration d'argent résiduel de 0,02 mg/l. La même cartouche durera 1 an, à un débit de 30 litres par jour et avec une concentration d'argent résiduel de 0,04 mg/l. Le modèle Super Sterasyl contient, dans le centre creux de son cylindre en porcelaine, du charbon actif; il est conçu pour déchloriner (le cas échéant) et pour améliorer le goût et l'odeur de l'eau potable. Sous une pression normale, le débit maximum atteint avec une seule cartouche est d'environ 1 gal/mn.

Le filtre à bougie Katadyn ressemble au filtre Sterasyl en ce que son tube de porcelaine est imprégné d'argent de part en part. Le centre du cylindre contient toutefois un quartz à l'argent. Selon le fabricant, cette matière sert à empêcher la pénétration et la croissance bactérienne à partir de l'orifice de sortie. Le filtre Katadyn se présente en plusieurs modèles différents, allant d'un filtre de poche muni d'une pompe manuelle d'un débit d'environ 1 gallon d'eau filtrée par 5 minutes à des modèles à plusieurs cartouches filtrantes d'un débit d'environ 20 gallons/mn.

Purificateurs Filopur (Ogden) et Sysc-RO (filtration sur membrane)

Les purificateurs d'eau Filopur semblent contenir une cartouche filtrante double comportant un filtre fibreux et un filtre-membrane, ce dernier ayant une porosité de 0,45 µm. Malgré le mutisme du fabricant au sujet de la caractéristique "d'auto-assainissement" du filtre, celle-ci découle sans doute de l'utilisation de l'argent. Il semble qu'un noyau d'argent et de charbon actif se trouve entre les deux filtres ou les précède. Il existe deux catégories de modèles, la catégorie "a" contenant une cartouche de type FP-1 et la catégorie "BT" contenant une cartouche FP-2. Pour la première catégorie, un débit d'environ 1,2 l/mn est prévu pendant toute la durée de la cartouche (environ 450 litres). La durée des cartouches de la catégorie BT est d'environ 900 litres à un débit d'environ 3 l/mn et à une pression de 50 lb/po^2.

L'unité d'osmose inverse System 1 Sysc-RO comporte une cartouche au charbon et à l'argent d'une porosité de 5 µm, une cartouche à osmose inverse et un petit (2 1/2 gallons américains) réservoir de stockage en plastique doté d'un robinet de sectionnement automatique. Le dispositif est conçu pour fonctionner sous pression et pour répondre à une demande relativement restreinte d'eau déminéralisée et purifiée. La section d'osmose inverse de l'unité peut fonctionner à une pression de 40 à 100 lb/po^2, avec un taux de récupération d'eau d'environ 10% et une production maximale de 19 litres par jour (5 gal). Bien que le fabricant ne garantisse pas la durée des filtres, il recommande toutefois de changer les cartouches à tous les ans. Un appareil aux dimensions plus imposantes, le Sysc-ROHC, sert au traitement de l'eau des distributeurs d'eau froide et des distributeurs de boissons chaudes ayant des débits d'environ 24 l/h et 12,7 l/h, respectivement.

6.4 Critères d'évaluation des unités filtrantes bactéricides contenant de l'argent ou un mélange de charbon et d'argent

En 1975, la Environmental Protection Agency a publié des normes provisoires sur les purificateurs d'eau. Le Chapitre IV du document de l'EPA traite de l'utilisation de filtres (ou purificateurs d'eau) pesticides pour le traitement d'eaux brutes a) à des fins domestiques en milieux ruraux et b) à des fins d'approvisionnement d'urgence pour les campeurs, les excursionnistes, les touristes, etc. Ce document stipule en plus que ces filtres doivent subir avec succès l'épreuve bactériologique suivante. La méthode d'analyse consiste à effectuer, à partir d'une eau stérile déchlorinée et ensemencée avec E. coli (ATCC11229) afin d'obtenir une concentration de 200 000 à 300 000 micro-organismes/ml, trois dosages bactériologiques et trois dosages de l'argent, à intervalles

donnés, après les périodes de rétention (le cas échéant) fixées par le fabricant. Les analyses bactériologiques, effectuées en double avec des échantillons de 100 ml chacun, ont lieu à trois étapes de la durée du filtre, c'est-à-dire aux états neuf, intermédiaire et vieux. Après chaque période de rétention donnée, il faut ajouter aux deux échantillons et un témoin, 1 ml d'une solution neutre stérile contenant 5% de thioglycollate de sodium et 7,3% de thiosulfate de sodium. Par la suite, il faut appliquer l'épreuve classique de fermentation en tube NPP avec un bouillon lactosé et étaler les dilutions des échantillons et des témoins sur une gélose d'extrait de glucose et de peptone trypsique Difco. Puisqu'on a ensemencé à l'aide de cultures pures, il n'est donc pas nécessaire de se servir de milieux de différentiation. La méthode fait toutefois état de la nécessité d'employer des milieux de différentiation en présence d'eau brute naturellement contaminée. La norme provisoire semble donc approuver les colititres appliqués à l'eau brute, de même que les données issues d'une contamination artificielle avec E. coli.

Le 5 août 1976, dans le Federal Register 41, N^{O} 152, l'EPA publiait une autre méthode plus précise touchant directement les filtres bactériostatiques, lesquels ont pour principale fonction d'éliminer les produits chimiques, les odeurs, les couleurs et les matières particulaires contenus dans les eaux urbaines traitées ou tout autre eau potable traitée, c'est-à-dire préalablement désinfectée. Bien qu'elle ne s'applique qu'aux filtres bactériostatiques pour eau potable, cette méthode comporte une épreuve de vérification très utile. Pour une eau ensemencée, dans le cas présent avec Pseudomonas fluorescens, à une concentration d'environ 500/ml et pour des degrés d'usure du filtre de 50 et 95%, elle prévoit une période de rétention (sans écoulement) de 24 heures. Cette période de rétention d'une eau contaminée à travers le filtre reflète plus fidèlement la période de stagnation ou de non-utilisation propre aux conditions domestiques normales. Il s'agit là d'un concept fort utile.

Dans le document provisoire n^{O} 4 de son projet de normes pour les dispositifs de traitement des eaux, le Water Quality Improvement Standards and Certification Council (WQISCC) ne propose pas seulement des périodes quotidiennes de stagnation mais aussi un cycle de fonctionnement de 10%, par rapport à un temps d'arrêt de 90%, d'une durée de 15 à 40 minutes. Le cycle se poursuit pendant une période maximale de 16 heures par jour, 7 jours par semaine. Dans le cas des unités bactériostatiques, on propose de fixer deux périodes d'arrêt (stagnation) plus longues, à 30 et 90% de la durée de fonctionnement évaluée, pendant 60 heures.

Le cycle de fonctionnement de 10%, par rapport à un temps d'arrêt de 90%, d'une durée de 15 à 40 minutes et pendant une période de 16 h/jour constitue une idée intéressante qui, associée aux périodes de stagnation, permettra de simuler les conditions domestiques d'utilisation. Les périodes de fonctionnement sont suffisamment longues pour permettre de réaliser des épreuves d'utilisation accélérée dans le cadre d'un programme d'analyse de 2 à 3 mois touchant les appareils de traitement de l'eau à l'argent, à grand débit. Comme on l'indique dans les pages suivantes, il serait utile que des périodes de stagnation et des cycles de fonctionnement semblables soient instaurés lors de l'analyse des dispositifs à action bactéricide.

6.5 Méthode proposée pour l'évaluation des filtres bactéricides

Afin de mettre à l'épreuve les filtres bactéricides, on propose d'ensemencer une eau de distribution non chlorée ou déchlorée, aux caractéristiques suivantes:

Matières dissoutes totales	200 à 600 mg/l
pH	6,0 à 8,0
Carbone organique total impossible à éliminer	pas moins de 2,0 mg/l
Turbidité	moins de 1 unité de turbidité Jackson
Température	5 à 25° C

avec une suspension mère de E. coli (ATCC11229) jusqu'à une concentration de 1 000 à 5 000 organismes/100 ml ou, de préférence, avec une population microbienne mixte (comprenant des coliformes) issue d'une eau d'égouts jusqu'à une concentration totale en coliformes à peu près équivalente à la précédente. Un dispositif collecteur et un réservoir d'ensemencement semblable à celui de la Figure 1 peuvent servir à faire fonctionner simultanément plusieurs unités. Au moins 3 filtres du même type mais provenant de lots différents devraient être utilisés. Un d'entre eux doit être usagé et provenir d'un lot datant d'au moins 3 mois afin de s'assurer de la constance de l'agent bactéricide et de ses caractéristiques d'émission. Après la mise en marche et l'ajustement des pressions et des débits selon les prescriptions du fabricant, on doit procéder au prélèvement d'échantillons d'influent et d'effluent à des fins d'analyses bactériologiques et chimiques (argent). (On recommande d'ajuster le débit à l'aide de régulateurs automatiques.) Des flacons contenant 1 ml d'une solution neutralisante à base de thioglycollate de sodium (5%) et de thiosulfate de sodium (7,3%) par 100 ml d'échantillon devraient servir directement au prélèvement. Si possible, 5 ml d'un milieu modifié Dey/Engley

par 100 ml du milieu neutralisant décrit ci-dessous devraient remplacer la solution neutralisante. Nous avons constaté que l'utilisation de ce milieu neutralisant permettrait une meilleure récupération des organismes dans le cas des méthodes de filtration sur membrane.

Milieu neutralisant (modifié) universel Dey/Engley (5)

Peptone trypsique Bacto	5,0 g
Extrait de levure	2,5 g
Thioglycollate de sodium	1,0 g
Thiosulfate de sodium	6,0 g
Bisulfite de sodium	2,5 g
Tween 80 (Polysorbate 80)	5,0 ml
*Lécithine (graines de soya)	7,0 g
Eau	1 000 ml
pH	7,6

* Il s'agit de la L - α lécithine issue des graines de soya (Sigma Biochemical).

REMARQUE: La lécithine se dissout difficilement. Ajoutez 7 g de lécithine à 500 ml d'eau distillée, portez lentement à ébullition et ajoutez 500 ml d'eau. Brassez le tout à une température de 60 à 70° C pendant une heure afin d'obtenir un mélange et une suspension homogène de lécithine.

Les analyses bactériologiques de l'eau filtrée et neutralisée (argent) devraient être réalisées en double avec des aliquotes d'au moins 100 ml, selon la technique de filtration sur membrane propre aux coliformes, avec un milieu gélosé au glucose et à la peptone trypsique dans le cas d'une culture pure de E. coli et avec un milieu de différentiation Endo LES lorsque la source de micro-organismes provient des eaux d'égouts. Dans ce dernier cas, on devrait également procéder à des numérations sur plaque à l'aide d'échantillons doubles de 100 ml (technique de filtration sur membrane), de 10 ml et de 1 ml (numération sur plaque), et d'un milieu gélosé au glucose et à la peptone trypsique. La température d'incubation pourrait être fixée à 37° C pour toutes les numérations.

Le cycle de fonctionnement de 10% du temps en position de marche et 90% du temps en position d'arrêt, d'une durée de 15 à 40 mn (par exemple, 3 minutes de marche, 27 minutes d'arrêt) peut se poursuivre pendant une période maximale de 16 h/jour et 7 jours/semaine. Les échantillons d'influent et d'effluent servant aux analyses bactériologiques et chimiques (argent) devraient être prélevés de préférence trois fois par semaine au cours de la durée de fonctionnement de l'unité (ou devraient totaliser un minimum de 20 dans le cas des petites unités) et à intervalles réguliers. L'analyse devrait porter autant sur les échantillons prélevés au cours de la période nocturne de stagnation que sur les échantillons recueillis dans des conditions d'écoulement dynamique. En outre, les échantillons d'influent et d'effluent recueillis lorsque le filtre est neuf ou qu'il a atteint un degré d'usure de 95% devraient aussi faire l'objet d'analyses diverses touchant entre autres le pH, l'alcalinité, les chlorures, les sulfates, les matières dissoutes totales, le calcium, le magnésium, le sodium, la dureté totale et le carbone organique total. Deux épreuves spéciales sur des eaux à faible et à forte teneur en matières dissoutes totales devraient être réalisées lorsque le filtre atteint des degrés d'usure de 10 et 100%. Ces deux épreuves servent à déterminer les propriétés chimiques de l'eau dans des conditions extrêmes. L'eau à faible teneur en matières dissoutes totales et à pH bas peut représenter un état extrême de dissolution de grandes quantités de métaux, et l'eau à forte teneur en matières dissoutes totales et à pH élevé, un état extrême de surcroissance bactérienne. Les filtres à eau utilisant l'argent comme agent microbicide s'adaptent très bien au traitement de ces deux types d'eau. D'autres produits peuvent nécessiter la modification de l'état extrême de ces eaux. On peut préparer une eau à faible teneur en matières dissoutes totales par déminéralisation partielle et par mélange subséquent avec l'eau à analyser et, si nécessaire, par addition d'acide (H_2SO_4 afin d'abaisser le pH entre 5 et 6,3). L'eau à faible teneur en matières dissoutes totales devrait avoir les caractéristiques suivantes:

Matières dissoutes totales	moins de 100 mg/l
pH	moins de 6,0
Carbone organique total impossible à éliminer	pas moins de 2,0 mg/l
Turbidité	moins de 1 unité de turbidité Jackson
Température	5 à 25° C

On peut préparer une eau à forte teneur en matières dissoutes totales par addition de carbonate de sodium, de $CaCl_2$ et de $MgSO_4$ selon les mêmes proportions que celles de l'eau de distribution, afin d'obtenir les caractéristiques suivantes:

Matières dissoutes totales	pas moins de 800 mg/l
pH	plus de 8,0
Carbone organique total	pas moins de 2,0 mg/l
Turbidité	moins de 1 unité de turbidité Jackson
Température	5 à 25° C

Dans le cas des épreuves à faible et à forte teneur en matières dissoutes totales, on doit préparer une quantité suffisante d'eau pour permettre aux unités mises à l'essai de fonctionner pendant un cycle d'un jour complet (16 h). Les eaux à faible et à forte teneur en matières dissoutes totales doivent être ensemencées avec E. coli ATCC11229 ou avec de l'eau d'égouts, de façon à obtenir une concentration de 5 000 coliformes par 100 ml. Environ 4 heures après le début du cycle 10% en position de marche et 90% en position d'arrêt, on doit procéder au prélèvement des échantillons d'influent et d'effluent à des fins d'analyses bactériologiques et chimiques (argent). Un dernier échantillon doit être recueilli après une période de stagnation de 8 h suivant la fin du cycle de 16 h. L'épreuve à faible teneur en matières dissoutes totales peut être immédiatement suivie de l'épreuve à forte teneur en matières dissoutes totales avant de rétablir le cycle expérimental de fonctionnement.

6.6 Renseignements recueillis à partir de la méthode d'analyse proposée

Les épreuves précédentes permettent de recueillir les données suivantes:

1) La durée approximative de fonctionnement de l'unité filtrante estimée à partir des facteurs suivants:
   a) le passage des bactéries coliformes à travers le filtre,
   b) le colmatage du filtre dans le cas des cartouches jetables non lavables,
   c) l'épuisement de l'argent.

2) Les caractéristiques de fonctionnement dans des conditions défavorables, avec des eaux à faible et à forte teneur en matières dissoutes totales:
   a) lorsque le filtre est neuf, et
   b) après la durée de fonctionnement du filtre, fixée par le fabricant.

Si la teneur en coliformes de l'effluent atteint 2/200 ml ou une valeur voisine dans deux échantillons consécutifs, la durée de fonctionnement du filtre devrait être réduite à la valeur (en temps ou en volume) correspondant au dernier prélèvement négatif. Toute infiltration de coliformes à travers un filtre neuf devrait faire l'objet d'une analyse; si cette analyse ne révèle pas de défauts mécaniques, il faut alors rejeter le filtre et le considérer comme inefficace du point de vue bactériologique. Selon les normes et objectifs canadiens relatifs à l'eau potable, établis en 1968, la teneur en argent devrait toujours être inférieure à 0,05 mg/l. Toutes les unités vraisemblablement dotées d'un pouvoir bactéricide devraient pouvoir éliminer les kystes (5 µm ou moins, si possible) par filtration mécanique.

6.7 Discussion sur la neutralisation de l'argent

Il existe une controverse au sujet de la nécessité de neutraliser l'action de l'argent avant l'étalement sur les milieux de culture. Certains soutiennent que l'étalement sur milieu gélosé au glucose et à la peptone trypsique freine immédiatement l'action des ions Ag^+ en solution. Ils affirment que la neutralisation au thioglycollate et au thiosulfate ne constitue pas une simulation de la réalité puisque l'argent adsorbé ou absorbé par les bactéries est neutralisé en même temps que l'excès d'ions Ag^+ en solution, c'est-à-dire qu'il y a surneutralisation. L'argent adsorbé prend un certain temps à réagir et à tuer les bactéries mais, à la lumière des données recueillies au cours d'épreuves préliminaires, on continue d'affirmer que les sucs gastriques n'influencent aucunement la survie des micro-organismes inactivés par l'argent. En d'autres mots, il semble qu'en réalité, les bactéries inactivées par les ions Ag^+ ne survivent pas lorsque l'eau est consommée immédiatement après le traitement à l'argent. Malgré le bien-fondé de cette opinion, il est difficile d'en faire l'expérience et d'étaler ou, dans le cas de la méthode d'analyse proposée dans le présent rapport, de filtrer immédiatement les échantillons à la surface d'une gélose au glucose et à la peptone trypsique. La majorité des laboratoires d'analyses et d'étalonnage favoriseraient une étape de neutralisation. D'après nos expériences, la membrane utilisée dans le cas de la technique de filtration sur membrane absorbe les ions Ag^+ ou les fines particules d'argent et, à moins d'introduire une étape de neutralisation, il en résulte des numérations bactériennes inexactes et trop faibles. Selon l'état actuel de nos connaissances, aucun résultat n'a encore démontré que seul l'étalement sur gélose au glucose et à la peptone trypsique, sans neutralisation préalable, pouvait nous garantir contre toute bactériostase. Afin de confirmer la valeur pratique de l'étalement sur gélose au glucose et à la peptone trypsique, on propose donc de réaliser

des épreuves visant à mettre en évidence toute bactériostase après l'application de cette technique. Pour effectuer cette vérification, il suffit d'étaler sur une gélose au glucose et à la peptone trypsique une suspension de bactéries non traitées et viables à teneur connue et une suspension déjà traitée. En l'absence de toute bactériostase, on devrait observer une croissance au sein de la suspension de bactéries viables. Afin de confirmer les résultats à l'aide de données statistiques, il serait bon d'effectuer des épreuves en nombre suffisant, en appliquant les techniques d'étalement sur plaque et de filtration sur membrane, à l'aide d'échantillons d'analyse et d'échantillons témoins.

Afin de recueillir des données bactériologiques valables à partir d'unités bactéricides à l'argent installées sur le terrain, on recommande d'ajouter à chaque échantillon de 100 ml, contenu dans les bouteilles d'échantillonnage d'eau des laboratoires de santé provinciaux servant à la numération des coliformes, 1 ml de thioglycollate (5%) et de thiosulfate de sodium (7,3%) à titre d'agent de préservation. Il a d'ailleurs été démontré qu'à lui seul, le thiosulfate ne peut suffire à cette tâche (4).

6.8 Dispositifs de traitement à l'argent - affirmations relatives au pouvoir bactéricide ou désinfectant

Fabricant/importateur/distributeur	Modèle
Envirogard Products Ltd. P.O. Box 64 Richmond Hill, Ontario L4L 4X9	Modèle Sterasyl CCO (charbon actif W/O), environ 4,5 l/mn Modèle Super Sterasyl SST (avec charbon actif), environ 4,5 l/mn Modèle Super Sterasyl SST2 (avec charbon actif), environ 7,5 l/mn
Aqualine Products Ltd. 1677 Aimco Boulevard Mississauga, Ontario L4W 1H7	Mêmes modèles que ci-dessus
En vente également chez Canadian Tire	
Katadyn, Guillot Inc. 6339, rue St-Hubert Suite 314 Montréal (Québec) H2S 2M1	Katadyn Type PF, filtre de poche, environ 1 l/mn. Katadyn Type KFT, filtre et pompe à piston, environ 3 l/mn. Katadyn Type TRK, filtre jetable, peut fonctionner avec 3 cartouches filtrantes, environ 1,5 l par cartouche par 2 heures.

Fabricant/importateur/distributeur	Modèle
	Katadyn Type HFK, modèle à traitement continu, environ 2,5 l/mn à 70 lb/po^2.
	Katadyn Type MF3, modèle à traitement continu, environ 7,5 l/mn à 70 lb/po^2.
	D'autres modèles allant jusqu'à 77 l/mn à 70 lb/po^2.
Filopur - Ontario P.O. Box Station A Ottawa, Ontario K1N 8V5	Filopur, catégorie "A" Modèles AT1 ordinaire, AT1 plan 1, AF1 et AFP1, tous dotés d'une cartouche Type FP-1. Le modèle AFP1 doit être alimenté par une pompe manuelle.
Ogden Filter Co. Inc. 4222 Santa Monica Blvd. Los Angeles, California 90029 U.S.A.	Modèles Ogden correspondant aux modèles ci-dessus.
Water Purification Systems Inc. 6502 NW 16th Street Plantation, Florida 33313 U.S.A.	Unité Sysc-RO (système 1, argent-charbon-osmose inverse), environ 19 l/jour. Sysc-ROCH pour eau chaude ou froide, environ 24 l/h pour l'eau froide à 50° F et environ 12,7 l/h pour l'eau chaude.
Water Purification Systems of Canada (G. Baudrieul) Montréal (Québec) (impossible à localiser)	Mêmes modèles que ci-dessus

6.9

Bibliographie (Argent)

1. Woodward, R.L. "Review of the Bactericidal Effectiveness of Silver" J. AWWA 55, 881, 1963.

2. Romans, I.J. "Oligodynamic Metals" Chapter 24 and "Silver Compounds" Chapter 28 of "Disinfection, Sterilization and Preservation" by Lawrence, C.M. and Block, S.S. Lea & Febiger 1968.

3. Wuhrman, K. et Zobrist, F. "Investigations of the Bactericidal Effect of Silver on Water" Schweig. Z. Hydrol. 20, 218, 1958.

4. Chambers, C.W. et Proctor, C.M. "The Bacteriological and Chemical Behaviour of Silver in Low Concentrations" U.S.P.H.S. Tech. Report W60-4, 1960.

5. Engley, F.B. et Dey, B.P. "A Universal Neutralizing Medium for Anti-microbial Chemists" CSMA Proceedings 56th Meeting, 1970.

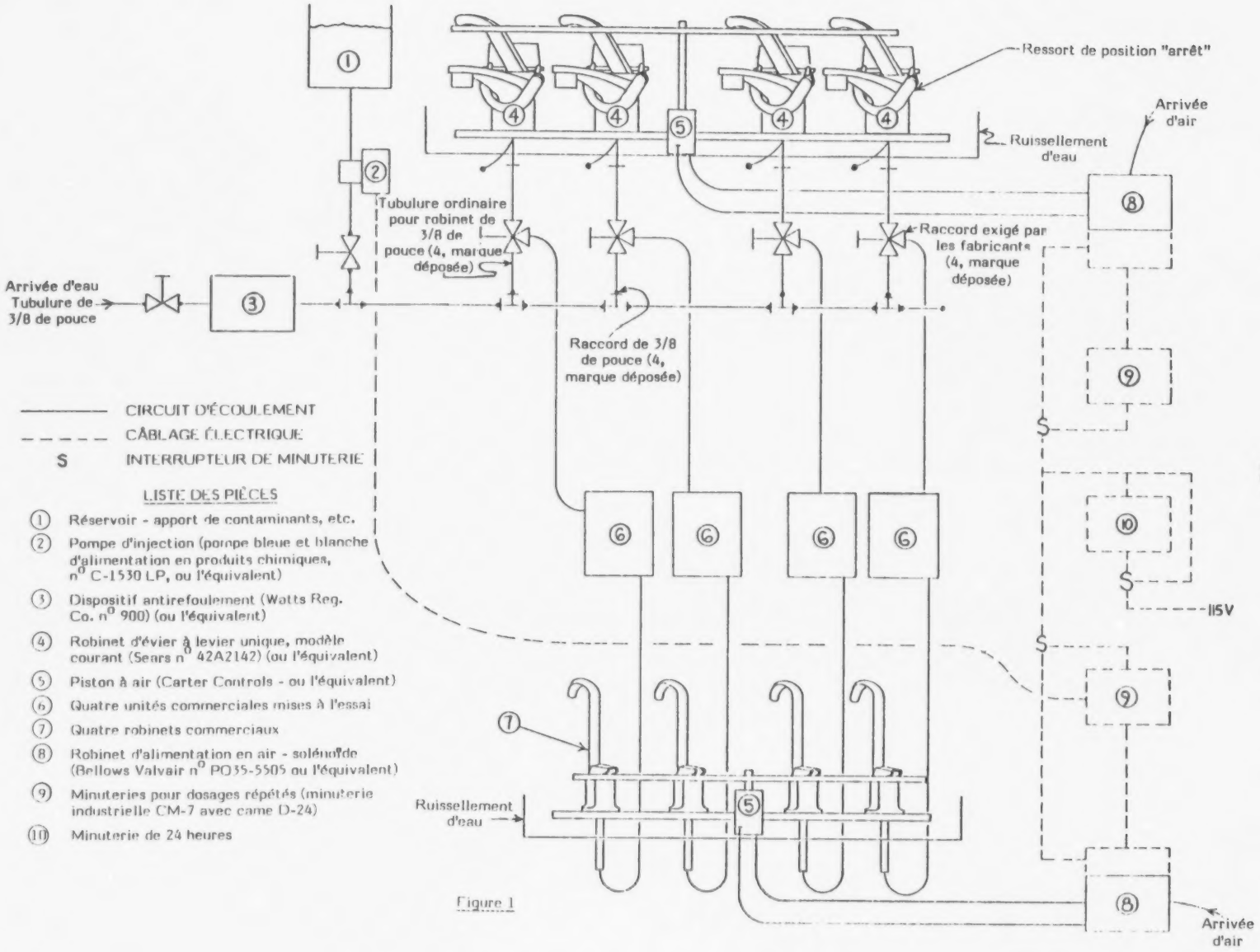

Ressort de position "arrêt"
Arrivée d'air
Ruissellement d'eau
Tubulure ordinaire pour robinet de 3/8 de pouce (4, marque déposée)
Raccord exigé par les fabricants (4, marque déposée)
Arrivée d'eau Tubulure de 3/8 de pouce
Raccord de 3/8 de pouce (4, marque déposée)
CIRCUIT D'ÉCOULEMENT
CÂBLAGE ÉLECTRIQUE
S INTERRUPTEUR DE MINUTERIE
LISTE DES PIÈCES
① Réservoir - apport de contaminants, etc.
② Pompe d'injection (pompe bleue et blanche d'alimentation en produits chimiques, n° C-1530 LP, ou l'équivalent)
③ Dispositif antirefoulement (Watts Reg. Co. n° 900) (ou l'équivalent)
④ Robinet d'évier à levier unique, modèle courant (Sears n° 42A2142) (ou l'équivalent)
⑤ Piston à air (Carter Controls - ou l'équivalent)
⑥ Quatre unités commerciales mises à l'essai
⑦ Quatre robinets commerciaux
⑧ Robinet d'alimentation en air - solénoïde (Bellows Valvair n° PO35-5505 ou l'équivalent)
⑨ Minuteries pour dosages répétés (minuterie industrielle CM-7 avec came D-24)
⑩ Minuterie de 24 heures
115V
Ruissellement d'eau
Arrivée d'air

Figure 1

FILTRES BACTÉRIOSTATIQUES
(UNITÉS À L'ARGENT ET AU CHARBON ACTIF)

7.0 FILTRES BACTÉRIOSTATIQUES (À L'ARGENT ET AU CHARBON ACTIF)

Un grand nombre de dispositifs de filtration au charbon actif destinés à améliorer la qualité de l'eau potable par 1) élimination des goûts, des odeurs et de la coloration et/ou 2) extraction des contaminants de l'eau constituant des risques réels ou éventuels pour la santé, ont envahi le marché. La plupart de ces unités utilisent un mélange d'argent (environ 0,5 à 1%) et de charbon actif afin d'empêcher la croissance des micro-organismes. Il semble que la société Ionics Inc. constitue le principal fournisseur de charbon à l'argent dans le secteur industriel. Ce produit se compose, dit-on, d'argent métallique déposé sur du charbon selon un procédé analogue à l'argentage d'un miroir. D'autres procédés de fabrication exclusifs à base d'oxyde d'argent, de chlorure d'argent et d'argent métallique sont aussi utilisés. Les filtres bactériostatiques au charbon actif sont offerts en modèles portatifs et en d'autres versions que l'on peut fixer à un robinet ou intégrer à une installation d'approvisionnement en eau potable ou d'usage domestique. Avant 1976, bon nombre d'affirmations ont été formulées au sujet de ces "purificateurs", dont certaines associées à leur pouvoir bactéricide. Ces affirmations semblent maintenant avoir été retirées ou du moins pondérées comme en fait foi la description des conditions d'utilisation des filtres à l'argent et au charbon. Par exemple, a) l'unité Puritron (Water Purification Technology Inc.) possède un effet bactéricide après une période de contact de 24 heures, dans le cas d'une eau préalablement filtrée; s'il s'agit d'une eau brute, alors un prétraitement à l'aide de pastilles Halazone s'impose; b) le traitement recommandé dans le cas du modèle Mini-Silverator plus Mini-Booster (American Water Purification Inc.) consiste à effectuer une désinfection en ajoutant à l'eau 5 gouttes de Mini-Booster (NaOCl 5%), suivie d'une filtration dans l'unité Mini-Silverator.

7.1 Affirmations relatives au pouvoir bactériostatiques ou bactéricide

Puisque les unités sont destinées au traitement des réserves d'eau potable, l'arrêt de croissance et/ou la diminution des organismes "chlororésistants" dans les eaux d'approvisionnement urbaines constituent un meilleur critère d'évaluation que la désinfection. Malheureusement, le choix d'un (ou plusieurs) organisme(s) indicateur(s) et l'établissement d'une méthode d'analyse propre à l'évaluation des appareils posent un dilemme. Divers problèmes incompatibles surgissent:

- Si une eau d'approvisionnement urbaine chlorée sert d'échantillon, celle-ci contiendra sans doute une certaine concentration de chlore résiduel. Cette caractéristique ne nuit en rien dans la mesure où la population microbienne naturelle de l'eau

à analyser comporte des organismes chlororésistants et constitue ainsi une microflore représentative de celle qui peut exister en pratique.

- La présence de chlore résiduel dans l'eau à analyser n'est pas souhaitable si l'on veut ajouter une culture de micro-organismes expérimentaux puisque le chlore réduira fort probablement la viabilité de ces organismes. Il serait ainsi fort difficile d'évaluer le pouvoir antibactérien de l'unité en raison de l'action de l'eau chlorée.
- Divers micro-organismes indicateurs ont été proposés mais, à notre avis, aucun d'entre eux ne pourra remplacer la flore aquatique naturelle déjà présente dans l'eau. Le nombre de ces organismes naturels ne diminue pour ainsi dire pas lorsqu'ils sont en contact avec des unités au charbon et à l'argent, lesquelles peuvent toutefois neutraliser efficacement E. coli. Parmi les organismes proposés, on retrouve Serratia marcescens ATCC n^{o} 14756 ou ATCC n^{o} 13880, cette dernière souche de préférence puisqu'elle provient d'un étang d'eau naturelle, Pseudomonas fluorescens ATCC n^{o} 13525 (choix de l'EPA) et Pseudomonas aeruginosa. Serratia marcescens possède des caractéristiques semblables à E. coli (toutes deux des entérobactéries) mais peut être très vulnérable à l'argent et, ainsi, ne pas constituer un témoin valable. Des épreuves réalisées dans un laboratoire avec Pseudomonas fluorescens ont démontré que cet organisme ne pouvait résister plus de 24 heures dans l'eau de distribution. Il serait souhaitable d'examiner plusieurs organismes aquatiques courants (issus des eaux d'approvisionnement urbaines) afin de déterminer leur vulnérabilité au contact de l'argent. On pourrait ensuite choisir une souche résistante à des teneurs en argent allant de moyennes à fortes mais, en dernier recours, il faudrait tenir compte de la capacité de la souche à demeurer viable dans une eau de distribution chlorée, pendant un certain temps.

Nous avons constaté que, mises à part les différences de résistance interspécifiques, il n'est pas facile de reproduire les épreuves de résistance avec des cultures en laboratoire (surtout avec les espèces de Pseudomonas) et il est même très difficile d'égaler, à l'aide de ces cultures, les degrés élevés de résistance aux agents antibactériens, obtenus avec des organismes naturellement présents dans l'eau.

Une solution à ce problème pourrait découler de la constitution d'un milieu naturel stable favorisant une croissance bactérienne constante. Par exemple, si l'on reliait un filtre au charbon actif à un réseau d'approvisionnement en eaux urbaines chlorées, on assisterait à une colonisation rapide du filtre par des bactéries chlororésistantes. On pourrait ensuite utiliser l'effluent afin d'ensemencer une eau chlorée servant

à mettre à l'épreuve les unités bactériostatiques à analyser. Toutefois, un inconnu subsiste; en effet, cette technique permet-elle de recueillir un inoculum continu d'organismes chlororésistants à des fins d'analyse? De plus, on devrait procéder à la numération d'une espèce donnée dans l'influent et l'effluent des unités analysées car il est peu probable que l'ensemble de la microflore démontre la même résistance (ou vulnérabilité) à l'argent. Cette épreuve pourrait être réalisée dans le cadre de l'étude déjà proposée sur la résistance à l'argent des organismes aquatiques courants des eaux d'approvisionnement urbaines.

7.2 Méthode d'analyse proposée pour les unités bactériostatiques à l'argent et au charbon

En substance, la méthode proposée ressemble à celle qui a été décrite lors de l'analyse des dispositifs bactéricide à l'argent. En supposant qu'un organisme indicateur approprié a été choisi conformément aux analyses proposées dans le chapitre précédent, on propose, avant le début de l'épreuve, de roder l'appareil selon les instructions du fabricant, en utilisant l'eau d'analyse désignée dans la méthode d'essai bactéricide. On recommande aussi d'utiliser un dispositif collecteur semblable à celui de la Figure 1 (analyse d'une unité bactéricide) afin de faire fonctionner trois unités ou plus simultanément. Pour s'assurer que ce montage convient à une analyse bactériologique, l'eau à analyser devrait être prélevée au niveau du collecteur, au début et à la fin de la période de stagnation de 60 heures. Si la numération sur plaques démontre une diminution de la population bactérienne au cours de la stagnation à l'intérieur des canalisations du module, la méthode d'analyse se révèlera alors non digne de confiance en raison de la présence de matières inhibitrices. Il importe donc de vérifier le système de canalisation avant le début de l'épreuve.

Épreuve générale

Aménagez trois unités ou plus provenant de différents lots et préalablement rodées selon les instructions du fabricant. Une d'entre elles doit être issue d'un lot de fabrication datant d'environ 3 mois. Ajustez le débit de chaque unité à la valeur recommandée, à l'aide de l'eau d'expérimentation décrite dans la méthode d'analyse du pouvoir bactéricide; cette dernière ne doit cependant pas avoir une teneur en chlore total résiduel inférieure à 0,1 mg/l. Si les orifices de l'appareil ne peuvent régler automatiquement le débit, il faudra installer des dispositifs de régulation. Mettez les unités en marche, selon un cycle de fonctionnement alternatif d'environ 10% en position de marche et 90% en position d'arrêt, d'une durée de 15 à 40 minutes. Ce cycle ne doit pas se prolonger au-delà de 16 heures par jour, 7 jours par semaine et doit comporter

deux périodes d'arrêt (de stagnation) de 60 heures, à environ 30 à 90% de la durée de fonctionnement estimée de l'unité. Outre les organismes naturellement présents dans l'eau d'approvisionnement, un organisme indicateur (non encore identifié) doit être ajouté à l'eau d'analyse de façon à obtenir une numération sur plaques (Gélose au glucose et à la peptone trypsique - méthodes normalisées d'analyse de l'eau et des eaux usées, 14^{e} édition) de 500 à 5 000 organismes par ml. A intervalles réguliers (environ 5) au cours de la durée de fonctionnement du filtre, on doit rétablir une teneur minimale en micro-organismes de 5 000/ml.

Échantillonnage

Au début de chaque journée de fonctionnement, c'est-à-dire après la période nocturne de stagnation, on doit prélever, dans le collecteur d'influent, un échantillon de premier écoulement d'un volume égal à la quantité d'eau stagnante contenue entre l'orifice d'échantillonnage et le branchement le plus rapproché desservant une unité à analyser (au moins 50 ml). Immédiatement après cette opération, il faut prélever un échantillon correspondant au volume complet d'eau stagnante d'une unité. Bien que cette précaution s'applique surtout aux échantillons d'influent prélevés dans des conditions d'écoulement dynamique, les flacons d'échantillonnage stériles devraient contenir suffisamment de thiosulfate de sodium stérile pour neutraliser tout le chlore résiduel de l'eau. Tout de suite après le prélèvement, on doit diviser l'échantillon en deux afin de réaliser les analyses chimiques et bactériologiques nécessaires; cette dernière analyse doit être effectuée sans délai, sur un milieu gélosé au glucose et à la peptone trypsique. (Il serait préférable, si l'on peut rallier l'opinion de la majorité, d'inclure à l'épreuve l'étape de la neutralisation au thioglycollate et thiosulfate ou sur un milieu Dey Engley, au moment de la division de l'échantillon.) On peut utiliser de l'acide nitrique pour conserver les échantillons dont la teneur en argent doit être évaluée. Au cours des deux dernières heures de fonctionnement précédant les périodes de stagnation de 60 heures, il faut recueillir des échantillons au niveau du collecteur et de l'effluent (conditions d'écoulement dynamique) et effectuer des numérations sur plaque.

Au début et à la fin de l'épreuve de durée de fonctionnement de l'unité, il faut prévoir des épreuves de faible et de forte teneurs en matières dissoutes totales, avec des quantités d'eau équivalant au moins à 100 fois le volume de l'unité. Après le passage d'environ 80 volumes des eaux d'analyse spéciales à travers l'unité, on laisse reposer (période de stagnation) pendant 8 heures avant d'effectuer des prélèvements selon la

méthode susmentionnée. Par ailleurs, on doit vérifier si la qualité de l'eau d'analyse correspond bien aux critères chimiques propres à des eaux à faible et à forte teneurs en matières dissoutes totales. L'épreuve de forte teneur en matières dissoutes totales peut suivre immédiatement l'épreuve de faible teneur en matières dissoutes totales.

Si le débit des unités analysées n'est pas réglé automatiquement, il faut alors effectuer une épreuve à grand débit. Celle-ci doit avoir lieu à un débit maximal correspondant à une pression d'influent de 65 lb/po^2, avec une quantité d'eau égale à 100 fois le volume de l'unité et selon le cycle normal de fonctionnement. L'épreuve à grand débit peut aussi être menée à 30 et à 90% de la durée de fonctionnement estimée de l'unité, avant l'épreuve de stagnation de 60 heures. On doit prélever les échantillons au cours de l'écoulement des dix premiers et des dix derniers volumes de l'unité. On doit rétablir le débit normal avant d'entreprendre l'échantillonnage pour l'épreuve de stagnation de 60 heures.

Pour que le pouvoir bactériostatique d'une unité soit reconnu, il faut que la moyenne géométrique de toutes les numérations sur plaque des échantillons d'effluent issus de chaque unité analysée ne dépasse pas, par plus de 120%, la moyenne géométrique des échantillons d'influent.

Lorsqu'il s'agit du pouvoir bactéricide, la moyenne géométrique de toutes les numérations sur plaques des échantillons d'effluent issus de chaque unité analysée ne doit pas dépasser, par un facteur supérieur à 10%, la moyenne géométrique des échantillons d'influent.

Le tableau présenté ci-après résume l'application de la méthode d'analyse proposée en fonction du temps; il s'inspire du compte-rendu de la dernière réunion du comité technique (juin 1977) du Water Quality Improvement Standards and Certification Council (WQISCC), et sa présentation devrait ressembler à la cinquième version du projet de méthodes d'analyse du WQISCC.

Temps		Activité	Analyse chimique générale	Analyse de l'argent	Analyse bactériologique
Mise en marche	o	Roder les unités selon les instructions du fabricant			
	o	Soumettre à un contact bactérien continu avec une eau d'analyse générale chlorée			
	o	Commencer le cycle d'écoulement ordinaire marche/arrêt	R	X	R
2^{e} jour	o	Épreuve - faible teneur en matières dissoutes totales, pH bas	X	X	
	o	Épreuve - forte teneur en matières dissoutes totales, pH élevé	X	X	X
20% de la durée de fonctionnement	o	Accroître la concentration bactérienne à 5 000 organismes ou plus par ml			X
30% de la durée de fonctionnement	o	Stagnation de 60 heures		X	X
	o	Épreuve de tolérance bactérienne*		X	X
40% de la durée de fonctionnement	o	Accroître la concentration bactérienne à 5 000 organismes ou plus par ml			X
50% de la durée de fonctionnement	o	Analyse de l'eau	X		
60% de la durée de fonctionnement	o	Accroître la concentration bactérienne à 5 000 organismes par ml			X
80% de la durée de fonctionnement	o	Accroître la concentration bactérienne à 5 000 organismes par ml			X

Temps		Activité	Analyse chimique générale	Analyse de l'argent	Analyse bactériologique
90% de la durée de fonctionnement	o	Stagnation de 60 heures		X	X
	o	Épreuve de tolérance bactérienne		X	X
	o	Épreuve à grand débit		X	X
95% de la durée de fonctionnement	o	Analyse de l'eau	X		
100% de la durée de fonctionnement	o	Accroître la concentration bactérienne à 5 000 organismes par ml			X
120% de la durée de fonctionnement	o	Épreuve - faible teneur en matières dissoutes totales, pH bas	X	X	
	o	Épreuve - forte teneur en matières dissoutes totales, pH élevé	X	X	X
Chaque lundi, mardi, mercredi tout au long de la méthode	o	Première analyse d'eau		X	X

R - Recommandé

* - Comparaison des numérations sur plaque de l'influent, au niveau du collecteur, après stagnation et en conditions d'écoulement. Pour que l'épreuve soit valide, la numération sur plaque en conditions de stagnation ne doit pas être inférieure par plus de 20% à l'autre.

7.3 Filtres à eau bactériostatiques ou bactéricides

Fabricants et distributeurs	Marque déposée et modèle Dispositifs de traitement d'eau Silverator •
American Water Purification 1990 Olivera Road Concord, California 94520 U.S.A. Aucun agent canadien	1) Mini Silverator - portatif, rechargeable, capacité de traitement d'environ 3 800 l. 2) UTS Silverator - modèle à installer sous l'évier, rechargeable, capacité d'environ 19 000 l. 3) Home Silverator I et Home Silverator II - capacités de $2{,}85 \times 10^6$ et $5{,}7 \times 10^6$ l, respectivement. Pour Silverator •, le prétraitement correspond à une chloration et déchloration. Voir le chapitre sur le chlore. 4) Mini Silverator et Mini Booster • - en présence d'eau brute, utilisation d'une solution d'hypochlorite (Mini Booster) pendant une période de contact d'au moins 10 mn, avant déchloration à travers le Mini Silverator. 5) Purificateur de poche Super Straw •, capacité de traitement d'environ 38 l. Utilisable avec le Mini Booster (solution d'hypochlorite). 6) Mini Silverator Water Washer - modèle apparemment identique au Mini Silverator portatif décrit en 1).
Teledyne Water Pik Limited 1730 East Prospect Street Fort Collins, Colorado 80521 U.S.A. Teledyne Water Pik Limited 82 Carrie Drive Rexdale, Ontario M9W 5R1 En vente également dans les Shoppers Drug Mart	Purificateur d'eau Instapure MF, capacité de traitement d'environ 1 400 l, à fixer directement au robinet ou à l'arroseur.

Fabricants et distributeurs	Marque déposée et modèle
Water Safe Products Inc.* 8337 Nieman Road Lenexa, Kansas 66214 U.S.A.	Instant Clean 1) Modèle BAC-1 - bactériostatique 2) Modèle IC100 - charbon 3) Modèle The Traveler TR-300, portatif 4) Modèles CM1000, 2000 et 3 000
Canada Water Safe Products 931 Yonge Street Toronto, Ontario	
Westinghouse Canada Limited Box 510 Hamilton, Ontario L8N 3K2	
Water Purification Technology Inc. 527 Madison Avenue New York, N.Y. 10022 U.S.A.	Puriton Bacteriostatic Drinking Water Treatment Unit
- Distributeur probable: M. E. Matczynski P.O. Box 302, Station F Toronto, Ontario M4Y 2L7	Idem
Hartford West Associates Suite 112 4250 Pacific Hwy. San Diego, California, U.S.A. - aucun agent au Canada	Mark I et Mark II Porta Pure
Better Living Labs Inc. 2873 Director's Cove Memphis, Tennessee 38131 U.S.A. - aucun agent au Canada	H2OK Water Purifier
Pollution Control Products Inc. 1040 Bayview Drive Fort Lauderdale, Florida 33304 U.S.A.	PCP MF Mark II Unité de traitement d'eau Naturalizer MF
Aqua Purification Systems Inc. 1001 Northwest 62nd Street Fort Lauderdale, Fla. 33009 U.S.A.	Mariner Water Renaturalizer Mariner AP3 - 1,9 l/mn - capacité de filtration d'environ 7 600 l

* Société américaine qui semble s'être retirée du marché.

Marque déposée et modèle

Mariner AP3 CT - idem, modèle de comptoir

Mariner AP6 - 3,8 l/mn
- capacité de filtration d'environ 57 000 l

Mariner Pretreated Water Unit
- 3,8 l/mn
- capacité de filtration d'environ 15 000 l

UNITÉS DE PURIFICATION D'EAU PAR DISTILLATION

8.0 UNITÉS DE PURIFICATION D'EAU PAR DISTILLATION

Un certain nombre de petites colonnes de distillation servant au traitement des eaux de distribution, de cours d'eau, de source ou même de mer ont déjà envahi le marché. Une documentation abondante visant à stimuler les ventes dénonçant les risques et les répercussions d'une alimentation en eau de qualité douteuse et vantant les bienfaits associés à la consommation d'une eau distillée "pure", accompagne ces dispositifs. Les brochures des fabricants décrivent généralement la distillation comme étant "la méthode de purification d'eau de la nature" ou en des termes semblables. Bien que cette documentation traite abondamment des problèmes et des risques réels et éventuels propres à la consommation des eaux d'approvisionnement publiques, elle contient très peu de renseignements sur le traitement lui-même et sur ses limites en matière de "purification" de l'eau. De façon générale, on soutient que, peu importe le degré de pollution de l'eau, la majorité, sinon toutes les impuretés demeurent dans le résidu de distillation tandis que le distillat se compose d'une eau saine, pure et hygiénique.

8.1 Unités de distillation

Les unités se composent d'une chaudière en métal ou en verre pyrex, d'un thermoplongeur, d'un aérocondenseur ou d'un condenseur bombé et d'un réservoir de collecte du distillat. La plupart des unités peuvent fonctionner en position inversée et possèdent une chaudière à remplissage manuel. Une fois le cycle complété, l'appareil s'arrête automatiquement. Certaines unités de grandes dimensions peuvent être intégrés à la conduite d'eau.

8.2 Limites et problèmes possibles

Divers problèmes peuvent surgir lorsqu'on essaie de distiller les eaux de distribution urbaines. Il faut noter que les composés organiques volatils (par exemple, les composés phénoliques) restent associés au condensat et qu'à long terme, on peut aboutir à une concentration réelle de ces substances. Il faudra donc effectuer des épreuves avant d'endosser les affirmations relatives à l'extraction des composés organiques comme le chloroforme, les pesticides, les herbicides, etc. Par ailleurs, en ce qui touche l'élimination des minéraux et des bactéries, il n'y a aucune raison d'empêcher la production d'une eau répondant aux normes américaines (USP distilled water standards). Les matériaux de fabrication des dispositifs semblent tout à fait atoxiques. Après un certain temps, il se peut que Pseudomonas sp. contamine les réservoirs de collecte du distillat

si l'utilisateur a négligé de les laver et de les nettoyer régulièrement. Des épreuves effectuées par un laboratoire américain à l'aide d'appareils installés sur le terrain indiquent que cette situation se produit assez fréquemment. Le nettoyage et le détartrage des éléments et de la chaudière constituent toutefois une corvée, car il y a souvent risque de brûlures, d'incendies ou de chocs électriques. Il semble que la Pure Water Society of Canada Inc. ait dû rappeler dernièrement (octobre 1976) les minuteries et les colonnes de distillation de marque Aqua Pure car ces unités n'avaient pas reçu le sceau de l'Association canadienne de normalisation (ACNOR) et comportaient des risques d'incendies et de chocs électriques. Nous ignorons, à l'heure actuelle, si ces appareils ont été modifiés et s'ils ont reçu l'approbation de l'ACNOR.

8.3 Méthode d'analyse de l'efficacité de l'extraction des matières organiques

La collecte de données expérimentales sur l'efficacité de l'extraction des matières organiques devrait se fonder sur la méthode d'analyse décrite dans le chapitre sur l'évaluation de l'extraction des matières organiques, paraissant ailleurs dans le présent rapport. Il va de soi que la partie de cette méthode traitant de la durée de fonctionnement et du vieillissement ne s'applique pas dans le cas des unités de distillation.

8.4 Voici une liste des fabricants et distributeurs de petites colonnes de distillation portatives:

Fabricants et/ou distributeurs	Marque déposée et modèle	Capacité
1. Pure Water Society Inc. 3725 Touzalin P.O. Box 83226 Lincoln, Nebraska 68501 U.S.A.	Aqua Clean MF	4 à 5 gal (US)/24 h
	Midi Still •	environ 8 gal (US)/24 h
	Aquastill •	13 à 15 gal (US)/24 h avec réservoir de stockage de 5 gallons
Pure Water Society of Canada Siège social au Canada 1346 Ouellette Avenue Windsor, Ontario N8Y 1J8	Aqua Fountain MF	13 à 95 gal (US)/24 h avec refroidisseur d'eau
Purewater Products (anciennement, Abso Pure Water Labs) P.O. Box 6216 Station J Ottawa (Ontario) K2A 1T3		
2. Newater International Inc. Filiale de Springsoft International Inc. 122 East Lake Street Bloomingdale, Illinois 60108 U.S.A. (aucun distributeur canadien)	Newater Portable Distiller MF	1/2 gal (US)/cycle, environ 6 à 8 heures
3. New Medical Techniques Inc. Stamford, Conn. U.S.A.	Aquaspring	environ 1/2 gal (US)/7 h
EMF Novelties Import P.O. Box 669 Cobourg, Ontario K4A 2C9	Medi-Tech Hi-Speed	environ 1/2 gal/2 h

UNITÉS D'ULTRAFILTRATION ET À OSMOSE INVERSE

9.0 UNITÉS D'ULTRAFILTRATION ET À OSMOSE INVERSE

Les unités à osmose inverse de type domestique sont conçues pour la production de petites quantités d'eau déminéralisée à partir d'eaux à forte teneur en minéraux tels que les sulfates ou les chlorures. Une unité à osmose inverse se présente généralement sous la forme d'une cartouche filtrante comportant une membrane semi-perméable en acétate de cellulose et à mouvement rotatif; son utilisation aux pressions normales (40 à 100 lb/po^2) des conduites d'alimentation assure une élimination de 80 à 95% des matières minérales dissoutes. Afin de prolonger la durée de la cartouche à osmose inverse, on effectue souvent une préfiltration de l'eau avec un filtre fin (5 à 20 µm). Si l'eau présente une forte teneur en fer et en hydrogène sulfuré, un prétraitement plus complet s'impose. Tout fonctionnement de l'appareil sous pression implique nécessairement un rejet continu d'eau. Avec ces petites unités, pour chaque volume d'eau filtrée et recueillie dans le réservoir de stockage, on doit rejeter dix autres volumes d'eau (saumure). Lorsque l'écoulement de l'eau cesse, la membrane se colmate rapidement. La plupart des unités à osmose inverse ne récupèrent qu'environ 10% du volume d'eau déplacé, ce qui signifie que les appareils produisant environ 5 gallons d'eau filtrée par jour doivent, pour ce faire, rejeter 50 gallons d'eau. Au moins un fabricant fait exception à cette règle en présentant un dispositif à chasse d'eau intermittente qui lui permet d'atteindre des taux de récupération de 20 à 50%.

Comme l'indique leur nom, ces unités d'ultrafiltration effectuent une filtration. Les petites particules en solution ou en suspension sont dissociées des plus grosses par tamisage Le fonctionnement des unités d'ultrafiltration ressemble à celui des unités à osmose inverse. L'ultrafiltration s'applique généralement à la séparation des solutés d'une masse moléculaire dépassant plusieurs centaines d'unité. L'écart entre l'osmose inverse et l'ultrafiltration est vraiment faible et ces deux techniques se recoupent en partie. C'est pourquoi, le présent rapport traitera concurrement ces deux techniques.

9.1 Osmose inverse - nuisances et limites

L'efficacité réelle des unités à osmose inverse dépend d'un certain nombre de variables dont les principales sont les suivantes:

- Pression: Le débit et le rejet des sels varient en fonction de la pression. A basse pression (50 lb/po^2), le débit (gal/pi^3/jour) et l'efficacité du rejet sont inférieurs aux valeurs obtenues à une pression de 200 lb/po^2, lorsqu'on utilise des membranes en acétate de cellulose.

intestinaux bénins chez les gens inaccoutumés à la consommer. Plusieurs des dispositifs présumément capables d'éliminer les polluants organiques de l'eau sont dotés d'un lit au charbon actif servant à une préfiltration et/ou à une postfiltration; ces dispositifs peuvent ainsi éliminer les composés organiques par adsorption sur charbon et par osmose inverse. De même, il semble que l'affirmation relative à l'élimination du goût de chlore (d'une eau chlorée) se fonde sur l'utilisation d'un filtre au charbon. Lorsque sa teneur dépasse environ 1 mg/l, le chlore a un effet dommageable sur les membranes en acétate de cellulose. Lorsque ces dispositifs servent au traitement d'une eau de distribution municipale, la seule difficulté à prévoir réside dans la prolifération des micro-organismes après déchloration, surtout sur les filtres au charbon actif et dans les réservoirs de stockage. Un fabricant semble tenir compte de ce problème; en effet, l'unité SYSC-RO de la société Water Purification Systems utilise, à l'avant du module d'osmose inverse, un filtre au charbon et à l'argent; de plus, le fabricant recommande le nettoyage mensuel du réservoir de stockage.

9.3 Méthode d'analyse - élimination des matières particulaires, inorganiques et organiques

Il est particulièrement difficile d'évaluer la durée de fonctionnement des unités à osmose inverse en les soumettant à des épreuves d'élimination des matières particulaires, inorganiques et organiques puisque le volume d'eau rejetée (saumure) est dix foix plus important que celui de l'eau recueillie. Néanmoins, on peut utiliser les mêmes épreuves et méthodes d'analyse que celles qui ont été appliquées précédemment. Bien que ce type d'épreuve ne dure que le temps d'un ou de deux cycles complets, c'est-à-dire le temps nécessaire pour remplir le réservoir de stockage, on peut en profiter pour recueillir quelques données sur le rendement des unités quant à l'élimination continue des matières polluantes.

9.4 Épreuves bactériennes

L'ensemble de l'unité à osmose inverse devrait faire l'objet d'épreuves au cours desquelles on utiliserait une eau d'approvisionnement urbaine chlorée et l'élément remplaçable de plus longue durée (probablement la cartouche à osmose inverse) de l'unité, afin de vérifier si la teneur totale en bactéries de l'eau de distribution augmente. Si, après un certain temps, la teneur totale en bactéries atteint une valeur élevée, on recommande d'évaluer les risques éventuels de pathogénicité, y compris la production possible d'endotoxines.

9.5 Voici une liste des fabricants et des distributeurs de petites unités à osmose inverse et à ultrafiltration:

Fabricants et distributeurs	Marque déposée et modèle
Culligan of Canada Ltd. Sheridan Park Mississauga, Ontario L5K 1A5	Modèle Aqua Clear • H-5, environ 20 l/24 h avec un filtre de prétraitement de 5 µm, unité à osmose inverse, réservoir de 13 pintes et filtre à adsorption sur charbon.
Universal Water Systems 1425 W. West Chicago, Ill. 60185 (Filiale de Coca-Cola, non disponible au Canada)	Acro Pac •, environ 20 l/24 h avec préfiltration et postfiltration à osmose inverse. Guardian System III MF Dispositif à osmose inverse de grandes dimensions répondant à tous les besoins domestiques.
Purewater Inc. (Filiale de Xonics Inc.) 11085 Sorrento Valley Court San Diego, California 92121 (non disponible au Canada)	Modèle Purewater MF 710-11, environ 20 l/24 h, sans préfiltration et postfiltration à osmose inverse, avec dispositif de chasse.
Water Purification Systems Inc. 6502 NW 16th Street Plantation, Florida 33313	System I MF SYNC-RO, environ 20 l/24 h, filtre au charbon et à l'argent suivi d'une unité à osmose inverse.

CHARBON ACTIF

10.0 CHARBON ACTIF

Introduction

Il est possible d'évaluer la présence de matières organiques dans l'eau brute et dans l'eau potable en mesurant des paramètres non spécifiques, comme la teneur en carbone organique total et la demande chimique en oxygène, et des paramètres plus spécifiques par chromatographie en phase gazeuse et par spectométrie de masse. Aux États-Unis, le National Research Council* vient tout juste de terminer une étude de 18 moins sur l'eau potable et la santé. Le rapport qui en découle passe en revue les données disponibles sur les contaminants de l'eau et propose, si possible, des seuils limités de concentration. Le rapport souligne le peut de renseignements disponibles au sujet des contaminants organiques, surtout ceux que l'on croit être cancérogènes. On a constaté que les concentrations de 45 composés possiblement toxiques mais non cancérogènes étaient inférieures au seuil pouvant constituer un risque pour la santé. Par conséquent, il est bien peu probable, tout au plus possible, que les contaminants organiques aient des effets toxiques directs. Les risques de carcinogénèse existent mais les problèmes les plus courants auxquels doit faire face le consommateur d'eau potable demeurent le goût et l'odeur. On propose souvent l'utilisation de charbon actif pour remédier à ce problème et pour éliminer les contaminants colorés. Malgré la disponibilité d'une grande quantité de renseignements sur les caractéristiques d'adsorption des composés organiques, la majorité de ces données impliquent de fortes concentrations de matières organiques et sont d'un intérêt marginal lorsqu'il s'agit des faibles teneurs retrouvées dans l'eau. Tebbutt et Bahiah (1) ont récemment publié une étude sur l'adsorption des matières organiques généralement présentes en faibles concentrations dans les eaux brutes et dans les eaux d'égouts traitées. Par exemple, ils ont souligné que, lorsqu'on analysait des mélanges de composés ayant différentes caractéristiques d'adsorption, la courbe isotherme démontrait une adsorption inefficace. Ainsi, on peut s'attendre à ce que l'efficacité de l'extraction au charbon actif varie en fonction de la concentration et de la nature des matières organiques présentes dans l'eau.

---

* Ce rapport vient tout juste de paraître; l'auteur du présent rapport n'en a consulté qu'un résumé.

10.1 Unités à filtre au charbon actif

Il existe un grand nombre de fabricants de filtres au charbon actif; c'est pourquoi nous n'avons pu dresser qu'une liste partielle. Ces filtres se présentent souvent sous forme de cartouches remplaçables à usage domestique. De façon générale, on procède seulement à la filtration de la réserve d'eau potable. A cette fin, on utilise fréquemment les filtres au charbon actif après une étape de désinfection afin d'éliminer le goût et l'odeur du chlore (comme dans les cas de surchloration et déchloration ou de chlore résiduel dans les eaux d'approvisionnement urbaines) ou les substances pouvant dégager des goûts et des odeurs comme des chlorophénols. Selon certaines affirmations, ces filtres pourraient aussi permettre l'extraction des matières particulaires et organiques. A cet égard, ces filtres posséderaient des caractéristiques semblables à celles des filtres bactériostatiques au charbon, se distinguant de ces derniers essentiellement par l'absence d'argent comme agent microbicide.

L'efficacité de l'élimination des goûts, des odeurs, des substances colorantes et d'une certaine quantité de matières organiques dépend en partie des dimensions du lit au charbon, de même que de la nature et de la forme du charbon actif utilisé. Ces filtres peuvent avoir une durée prolongée ou courte selon qu'ils servent à l'élimination du chlore ou d'autres matières, respectivement. Toutefois, depuis plusieurs années, l'industrie utilise le pouvoir d'extraction du chlore libre comme indicateur indirect de l'efficacité de l'élimination des goûts et des odeurs par les unités au charbon actif.

L'utilisation des filtres au charbon actif pose, par ailleurs, un inconvénient majeur: les bactéries s'y multiplient rapidement et les transforment en lits de reproduction bactérienne. Il en résulte de fortes teneurs en micro-organismes dans l'effluent, principalement lors du soutirage initial d'eau suivant une période de stagnation. Le Tableau I donne des numérations caractéristiques effectuées après passage d'une eau sur un lit au charbon afin d'extraire les halogènes résiduels ayant servi à la désinfection. A la lumière de ces connaissances, un certain nombre de fabricants de dispositifs au charbon actif ont cru bon d'ajouter un traitement à l'argent afin d'essayer d'enrayer la croissance bactérienne.

Tableau 1

Numérations sur plaque après passage d'une eau à travers un filtre au charbon afin d'éliminer les halogènes résiduels

Temps	Teneur/ml
Première chasse	7 800
1 minute	50
3 minutes	20

On ignore encore si ces micro-organismes peuvent constituer un risque direct pour la santé mais il a été possible de doser des endotoxines dans l'eau après que celle-ci eut traversé un lit au charbon actif (2). Selon DiLuzio et Friedmann (3), la présence d'endotoxines dans l'eau potable ne semble pas constituer un risque pour la santé des personnes normales car leur absorption demeure limitée. Par contre, Jorgensen et coll. (2) ont constaté que le plomb et divers autres éléments de l'eau potable pouvaient nuire à la fonction réticulo-endothéliale et même réagir avec les endotoxines de l'eau de façon à engendrer une endotoxémie chez les personnes ayant absorbé cette eau. Selon l'état actuel de nos connaissances, aucune étude sur la production d'endotoxines par des bactéries croissant dans de petits filtres au charbon actif ou filtres à l'argent et au charbon, en milieu domestique, n'a encore été menée. Il faudrait donc réaliser de telles études afin de déterminer précisément le taux de production d'endotoxines.

Deux autres raisons devraient éveiller notre intéfêt lorsque l'on constate de fortes teneurs en bactéries dans des eaux ayant subi une filtration au charbon actif: a) la perte possible de sensibilité du colitest pour des eaux à très fortes teneurs bactériennes et b) le risque accru d'exposition à des organismes associés à des pathogènes.

10.2 Évaluation des filtres au charbon

Les filtres au charbon peuvent être soumis à la même série d'épreuves dont ont fait l'objet les filtres bactériostatiques à l'argent et au charbon. En faisant passer à travers les filtres une eau d'une teneur en chlore libre de 1,5 mg/l, on peut évaluer leur capacité d'élimination des goûts et des odeurs. Après filtration, cette teneur ne devrait jamais dépasser 0,1 mg/l. De même, l'évaluation de l'élimination des matières organiques devrait s'appuyer sur la série d'épreuves susmentionnée mais en utilisant les méthodes décrites dans le chapitre sur l'analyse des matières organiques à l'état de traces.

10.3 Filtres au charbon actif

Fabricants et distributeurs	Numéro de modèle (ou de cartouche)
AMF Cuno Filiale de AMF Incorporated 52 Royal Road Guelph, Ontario, Canada N1H 6N1	Cartouche Aquapure n° AP117, environ 11,25 l/mn Cartouche Aquapure n° AP217, environ 7,5 l/mn, 5 µm Cartouche Aquapure n° AP227, environ 7,5 l/mn, 5 µm Cartouche Aquapure n° 317, environ 1,9 l/mn, 5 µm
Universal Water Systems Inc. Filiale de Coca-Cola 1425 West Harthouse Lane West Chicago, Ill. 60185	Cartouche AGT-200, environ 22,8 l/mn, 5 µm Cartouche AGT-250, environ 11,5 l/mn, 5 µm Cartouche T-2, environ 7,6 l/mn, 5 µm
Water Equipment Technologies Inc. P.O. Box 14642 North Pole Beach Florida 33408 U.S.A.	Cartouche Waterbetter n° C-1-5, environ 7,6 l/mn, 5 µm
Ametek Filiale de Plymouth Products 502 Indian Avenue Sheboygan, Wisconsin, U.S.A. (Meek Sales Ltd. Bramalea, Ont. L6S 2E4)	Cartouche Plymouth n° C1 environ 7,6 l/mn, 5 µm Cartouche Plymoutn n° C2, environ 15,2 l/mn, 5 µm
Everpure Inc. 2213 N. Sheridan Way Sheridan Park Mississauga, Ontario L5K 1H5	Cartouche Everclear AC, minimum de 2 l/mn, 1 µm
Omni Corporation 900 East 162nd Street South Holland, Illinois 60473	Cartouche Omni n° T01

10.4 **Bibliographie (Charbon actif)**

1. Tebbutt, T.H.Y. et Bahiah, S.J. "Studies on Adsorption with Activated Carbon", Effluent and Water Treatment Journal, 17, 123, 1977.

2. Jorgensen, J.H., Lee, J.C. and Pahren, H.R. "Rapid Detection of Bacteria", Applied & Environmental Microbiology, 32, 347, 1976.

3. DiLuzio, N.R. et Friedmann, I.J. "Bacterial Endotoxins in the Environment" Nature, 244, 49, 1973.

UNITÉS DE FILTRATION DIVERSES

11.0 UNITÉS DE FILTRATION DIVERSES

11.1 Unité "Commandment Industrial Limited KS22"

L'unité de purification d'eau Commandment Industrial Ltd KS22 comporte un cylindre creux, perforé, se terminant en forme de double S, rempli de charbon actif et recouvert d'une couche de fibres de verre à mailles fixes et d'une couche de terre diatomée imprégnée de fibres de verre. L'eau passe en premier lieu à travers la couche de fibres de verre et de terre diatomée, présumément capable d'intercepter les particules d'un diamètre de 0,5 µm; par la suite, elle traverse le cylindre creux, perforé et rempli de charbon actif et emprunte finalement un tuyau de sortie doté d'une crépine en forme de double S. Avec le temps, la surface extérieure de la couche imprégnée de fibres de verre se recouvre d'un mucus biologique qui, dit-on, accroît l'efficacité et la durée du filtre. Dans son ouvrage intitulé "Water Treatment and Examination", Thresh (1) affirme que toute surface formée par un réseau de mailles très fines favorise la formation d'une pellicule colloïdale qui réduit la porosité et intercepte les bactéries et les kystes. L'eau ainsi filtrée est généralement traitée à l'aide d'un agent de désinfection. Le filtre KS22 peut donc servir à la préfiltration de l'eau brute avant la désinfection ou au traitement d'une eau d'approvisionnement urbaine. Dans ce dernier cas, le filtre peut vraisemblablement éliminer de façon substantielle une gamme variée de polluants organiques et améliorer le goût et l'odeur de l'eau. Afin de vérifier les affirmations et la durée de fonctionnement qui caractérisent ces filtres, on peut utiliser une méthode d'analyse semblable à celle qui a été proposée pour l'étude des filtres bactériostatiques au charbon et à l'argent, en amputant la partie qui traite de l'analyse de l'argent. En raison des risques qu'elle peut engendrer, la production d'endotoxines bactériennes doit être évaluée au cours des épreuves d'analyse.

11.2 Modèles "Ambersorb ^{MF} XE-342" et "Ambersorb ^{MF} XE-352"

La société Rohm & Haas Company a récemment lancé sur le marché, à titre expérimental, des résines échangeuses d'anions macroporeuses du type ammonium quaternaire, destinées à accomplir une microfiltration. Une macroporosité d'environ 7 µm permet aux micro-organismes de pénétrer dans les cavités et d'adhérer, par un lien électrostatique, à la surface de la résine. Afin d'empêcher la croissance bactérienne, la résine XE-342 contient un agent bactériostatique (1 à 2% d'argent). Le modèle Ambersorb XE-352 ne contient pas d'argent et il s'adapte aux grandes installations qui peuvent supporter des lavages à contre-courant afin d'éliminer les bactéries. Il semble que les

filtres Ambersorb puissent éliminer efficacement environ 90% des bactéries E. coli, pour chaque tranche de six pouces à l'intérieur de la colonne. Par exemple, après passage dans des colonnes de six, douze, dix-huit et trente pouces, un échantillon d'une teneur en bactéries de 25 000 E. coli/100 ml contiendra moins de 2 500, 250, 25 et 1 cellules par 100 ml, respectivement. Ces résultats correspondent à un débit linéaire ne dépassant pas 26 gal/min/pi^2. Des résultats analogues ont présumément été obtenus avec S. faecalis et Pseudomonas aeruginosa; il semble donc que ces filtres puissent éliminer efficacement une gamme variée de micro-organismes. Ces résines ont une très forte capacité de traitement. Par exemple, à partir d'un influent d'une concentration de 25 000 000 de cellules par 100 ml s'écoulant à un débit de 0,6 gal/mn (23 gal/mn/pi^2) à travers un lit d'adsorbant d'un volume de 3 l et d'une épaisseur de 48 po, on a recueilli un volume d'eau total de 1 800 gallons d'une teneur finale en coliformes inférieure à 1/100 ml. Les filtres, dit-on, laissent peu à peu s'échapper les bactéries avec l'usure.

Nous espérons que ces résines feront partie des dispositifs de traitement des eaux mis en marché à des fins industrielles et domestiques. Le seul désavantage important propre à la résine XE-342 pourrait découler d'une trop forte émission d'argent (c'est-à-dire supérieure à 50 µg/l) dans les eaux d'alimentation d'une teneur en chlore inférieure à 20 mg/l. La méthode d'analyse proposée dans le cas des filtres bactériostatiques à l'argent et au charbon pourrait servir à l'évaluation de la durée des filtres AMBERSORB et à la vérification de leurs caractéristiques.

11.3

Fabricants et distributeurs	Marque déposée et modèle
Commandment Industrial Ltd. (Klein Engineering Ltd) 2852 Flannery Drive Ottawa, Ontario K1V 8W4	KS-22, capacité d'environ 1 100 l/h et durée de 3 à 5 ans
Rohm & Haas Company Independence Mall West Philadelphia, Pa. 19105 U.S.A.	AMBERSORB MF XE-342 (avec argent) AMBERSORB MF XE-352 (sans argent)

11.4

Bibliographie

1. Thresh, J.C., "Water Treatment and Examination", Ed. W.S. Holden, 1970.

ÉLIMINATION DES MATIÈRES ORGANIQUES

12.0 ÉLIMINATION DES MATIÈRES ORGANIQUES

Le présent chapitre traite de la méthode d'analyse proposée afin d'évaluer l'efficacité des unités de purification en matière d'élimination des composés organiques.

L'étude générale et la méthode d'analyse proposée découlent des sources suivantes:

1. L'évaluation minutieuse de la documentation disponible en accordant une attention particulière aux ouvrages sousmentionnés:

   a) Analysis of organic compounds in water to support health effect studies, International Reference Centre for Community Water Supply (O.M.S.), rapport d'un conseiller technique présenté par M. A.W. Garrison, Technical Paper No 9, décembre 1976.

   b) Interim requirements for registration of bacteriostatic water treatment units for home use, Federal Register, Vol. 41, No 152, août 1976.

   c) Water Quality Improvement Standards and Certification Council, rapport provisoire n° 4, janvier 1977. Projet de normes industrielles facultatives et provisoires touchant les unités portatives, domestiques et commerciales de traitement des eaux pour la consommation.

   d) Rapport de la U.S. Testing Laboratories sur le rendement de divers purificateurs d'eau (y compris certaines techniques d'analyse) disponibles sur le marché comme les modèles présentés par Teledyne Water Pik (janvier 1977) et par Water Safe Products Inc. (octobre 1975).

   e) "Organics removal capabilities of commercially available home water treatment units", Environmental Protection Agency, novembre 1976.

2. Les méthodes d'analyse utilisées par la Ontario Research Foundation afin d'évaluer l'efficacité de l'extraction de diverses matières organiques à l'état de traces par des prototypes de purificateurs d'eau.

12.1 Introduction

Il est probable que l'eau potable contiendra toujours une grande variété de composés organiques. Il importe donc de déterminer quel type de composés peut constituer une menace pour la santé humaine, et à quelle teneur.

Il est difficile de prévoir la composition des eaux d'un milieu sans réellement l'analyser. La limite de détection adoptée doit être choisie avec soin puisqu'elle régit la détermination du nombre de composés que l'on peut identifier. La limite doit être suffisamment basse pour permettre le dosage de tout composé important sans toutefois rendre l'analyse trop ardue. Dans le cas des eaux potables et des eaux de la plupart des cours d'eau, on choisit généralement un seuil de détection de l'ordre de 10^{-1} µg/l.

Une découverte récente a engendré une certaine inquiétude relativement à la qualité de l'eau potable; il s'agit en effet de la formation possible de composés organiques cancérogènes (trihalométhanes) concurremment à la chloration de l'eau potable. Avec l'arrivée sur le marché de plusieurs nouvelles unités de traitement des eaux à usage domestique, il devient nécessaire de vérifier les affirmations relatives au rendement de ces unités.

Généralement, la classification des unités d'épuration chimique tient plutôt compte des contaminants éliminés que des procédés ou des méthodes de fonctionnement. Toutes ces unités utilisent habituellement des procédés comme l'absorption, l'adsorption, la distillation et la filtration sur résines échangeuses d'ions ou sur membranes.

Lors de la vérification du rendement des appareils de traitement des eaux à usage domestique, il faut se rappeler que l'eau de distribution normalement utilisée possède une teneur prédéterminée en composés organiques connus. Ce facteur revêt une importance particulière au moment du choix d'une méthode d'analyse des effluents issus des unités. Le seuil de détection peut être choisi en fonction de la méthode de dosage et du (des) produit(s) chimique(s) à doser.

Un résumé de la méthode d'analyse servant à évaluer l'efficacité de l'extraction de divers composés organiques par des purificateurs d'eau à usage domestique est présenté ci-après. Lorsqu'on effectue ce genre d'épreuve, il faut préciser, de préférence, le type de contaminant à éliminer, c'est-à-dire le chloroforme au lieu de matières organiques halogénées volatiles ou la dieldrine au lieu de pesticides chlorés. Par ailleurs, le carbone organique total constitue un paramètre utile pour le dosage des composés polaires et des matières organiques irrécupérables présentes dans l'eau de distribution. De plus, il est préférable, pour éviter les pertes de temps, de mettre sur pied un montage permettant de mettre à l'épreuve cinq (5) unités, simultanément.

12.2 Résumé de la méthode d'analyse

1. La méthode d'analyse doit reconstituer les conditions d'utilisation.

2. Une eau de distribution contenant divers produits chimiques étalonnés s'écoule à travers les unités à analyser, à la température de la pièce et selon les débits recommandés et un cycle de fonctionnement prédéterminé, c'est-à-dire 20 minutes en position d'arrêt et 2 minutes en position de marche. Dans le cas des unités à longue durée, les épreuves d'analyse se dérouleront à un rythme accéléré. De façon générale, une épreuve d'analyse ne doit pas durer moins de cinq (5) jours complets (à moins que l'unité ne fonctionne plus convenablement en-deçà d'une préiode équivalente de cinq (5) jours ou avant la période prévue). Il est souhaitable de respecter une période minimale de rétention de 8 heures (durant la nuit) entre chaque journée d'épreuves.

3. La concentration en produits chimiques étalonnés doit dépasser de 2 à 3 fois la teneur maximale en contaminants ou les autres seuils recommandés par l'organisme gouvernemental chargé de l'évaluation des résultats. A défaut d'une teneur maximale en contaminants établie ou lorsque cette dernière est élevée, on peut fixer des concentrations d'épreuve 2 à 3 fois supérieures à celles que l'on retrouve dans les eaux brutes ou dans les eaux urbaines traitées. Les produits chimiques étalonnés que l'on ajoute à l'eau comprennent, en tout ou en partie, les composés suivants:
   i) Trihalométhanes, plus précisément le chloroforme;
   ii) Pesticides organochlorés (aldrine, D.D.E. ou dieldrine);
   iii) Chlorophénol, plus précisément le dichloro-2,4 phénol.

4. Pour chaque unité, les épreuves peuvent avoir lieu à divers degrés d'usure, c'est-à-dire à l'état neuf, à 25%, 50%, 75% et 100% d'usure. La durée estimative probable de l'unité doit servir de base à l'établissement du programme d'échantillonnage. En pratique, on doit prélever les échantillons quotidiennement, les conserver et les entreposer à des fins d'analyse. Ces analyses ultérieures se fonderont sur les données recueillies au cours des 5 étapes mentionnées précédemment et seront combinées de façon à permettre une meilleure délimitation de la zone d'inefficacité.

12.3 Analyses

La teneur en carbone organique total irrécupérable de l'eau de distribution utilisée ne devrait pas dépasser, en moyenne, 2 mg/l afin que les unités puissent fonctionner dans des conditions favorables.

L'influent et l'effluent de chaque unité devraient, à chaque intervalle d'échantillonnage, faire l'objet d'analyses courantes relativement aux propriétés suivantes: la conductivité, le pH, la teneur en matières dissoutes totales, la dureté totale et l'alcalinité.

La principale épreuve visant à évaluer l'élimination des matières organiques devrait être réalisée en présence de teneurs en chloroforme 2 à 3 fois supérieures à la teneur maximale admissible en contaminants. (En tout, 95% des échantillons d'eau traitée, analysés dans le cadre de la National Organics Reconnaissance Survey menée par la Environmental Protection Agency dans le but d'évaluer la distribution nationale des matières organiques dans l'eau potable, contenaient du chloroforme.)

On pourrait mettre à l'épreuve les unités à l'aide de solutions mixtes contenant, en plus du chloroforme d'autres composés organiques comme la dieldrine et le dichloro-2,4 phénol. Cette dernière exigence dépend toutefois de la disponibilité des fonds et des caractéristiques de fabrication de l'unité utilisée. Il va de soi qu'une épreuve à l'aide d'une solution mixte devrait s'imposer lorsqu'il s'agit d'évaluer l'élimination d'une gamme étendue de matières organiques précises. Des études traitant de l'adsorption sur charbon actif indiquent que les solutions mixtes à base de composés ayant des caractéristiques d'adsorption différentes ont une influence défavorable sur l'isotherme d'adsorption.

La méthode la plus polulaire de dosage des faibles teneurs en chloroformes (et autres trihalométhanes), c'est-à-dire inférieures à 1 µg/l, est celle de Bellar et Lichtenberg (1,2). Dans cette méthode, on fait barboter un gaz inerte dans un échantillon et on le fait passer graduellement à travers un adsorbant qui capte et accumule les matières organiques. Par la suite, on retire les matières organiques de l'adsorbant par désorption thermique et on effectue le dosage par chromatographie en phase gazeuse. Un conductivimètre électrolytique de marque Hall ajusté en fonction de l'halogène étudié a servi au dépistage et à l'analyse quantitative.

Il faut choisir une méthode d'échantillonnage qui réduira au minimum les pertes de matières organiques volatiles par évaporation. C'est pourquoi les échantillons doivent être prélevés dans des flacons (de 50 ml) qui peuvent être scellés avec des disques "Tuf-bond" enduits de Teflon. Lors de l'échantillonnage, on remplit le flacon jusqu'à ce qu'il déborde de façon à former un ménisque convexe en son sommet et en prenant soin d'éliminer les bulles d'air. En introduisant soigneusement le disque de Teflon dans l'embouchure du flacon, on élimine l'eau excédentaire. Par la suite, on fixe une bague d'étanchéité sur le disque. Cette méthode d'échantillonnage permet d'éviter les vides au sommet des flacons. Les échantillons recueillis doivent être réfrigérés jusqu'au moment de l'analyse.

Toutefois, selon la teneur en matières organiques choisie pour mettre à l'épreuve l'unité, on pourra utiliser des méthodes d'analyse plus rapides. La méthode la plus simple consiste à injecter la solution aqueuse prélevée directement dans une colonne de chromatographie en phase gazeuse. Lorsqu'on s'attend à obtenir des teneurs en trihalométhanes égales ou supérieures à 5 µg/l, il convient d'utiliser la méthode de dépistage et de dosage des trihalométhanes par injection directe de la solution aqueuse, à l'aide d'un détecteur à capture d'électrons, méthode décrite par Nichlolson et Meresz (3).

De même, on peut appliquer deux méthodes d'extraction par solvant décrites récemment dans des publications (4,5) sur le dosage rapide et précis des composés organohalogénés volatils présents dans l'eau. Ces ouvrages traitent des méthodes d'extraction par solvant (méthylcyclohexane et pentane) servant au dépistage des composés organohalogénés présents en très faibles concentrations (1 à 0,1 µg/l) dans l'eau.

Ainsi, lorsqu'on met à l'épreuve une unité à l'aide d'une teneur en chloroforme de 100 µg/l ou plus, il faut obtenir une concentration de 10 µg/l ou moins dans l'effluent afin de se conformer à un taux d'élimination de 90%. Dans ces circonstances, on doit vérifier quotidiennement, par injection directe de la solution aqueuse dans une colonne à chromatographie, si la teneur en contaminants des échantillons est bien de 10 µg/l. Lorsque ces méthodes ne permettent pas un dosage précis des teneurs réelles en contaminants, on peut effectuer des vérifications instantanées selon la technique de dispersion de Bellar et Lichtenberg.

L'extraction en milieu liquide, c'est-à-dire d'un solvant organique, constitue la plus vieille et la plus courante méthode d'élimination des matières organiques présentes dans l'eau. On en comprend facilement les raisons lorsqu'on constate sa grande efficacité

au regard de l'extraction de matières organiques insolubles de masses moléculaires variées. Cette méthode s'impose lorsqu'il s'agit d'éliminer les pesticides chlorés et les chlorophénols; dans ce cas, elle est généralement suivie d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse, associée à un détecteur à capture d'électrons.

Toutes les analyses effectuées devraient être conformes aux méthodes les plus récentes publiées dans les Federal Register Guidelines. Certaines de ces méthodes ont été puisées dans les ouvrages suivants: "Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water" de la American Public Health Association, "Annual Book of Standards" de la American Society for Testing and Materials, et "Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes" de la Environmental Protection Agency.

L'interprétation de l'efficacité de l'extraction de diverses matières organiques données doit se faire comme suit:

i) 90 à 100%: extraction efficace.

ii) 10 à 90% : extraction relativement inefficace.

iii) 0 à 10% : extraction entièrement inefficace.

12.4 Addenda

Diverses unités ont servi à réaliser un certain nombre d'expériences sur la capacité d'épuration chimique, à l'aide de polluants comme la dieldrine et le chloroforme.

Les unités ont été codées de la façon suivante: Clea (bactériostatique) désigne une unité au charbon et à l'argent tandis que Clea (ordinaire) signifie une unité semblable mais ne contenant que du charbon actif; enfin, l'expression Spra (vieux) désigne une unité utilisée quotidiennement pendant environ 5 mois, au domicile d'un membre du personnel de l'Ontario Research Foundation.

Avant toute analyse, les unités neuves ont été rodées selon les instructions des fabricants. L'approvisionnement a été réalisé à partir d'un réservoir en verre (de 30 litres) contenant environ 26 litres d'eau de distribution à laquelle on a ajouté les produits chimiques susmentionnés. Prélevés lorsque le réservoir est successivement plein et presque vide, des échantillons ont servi à déterminer les concentrations initiales et finales en contaminants chimiques. Les unités soutiraient l'eau du réservoir au rythme de 2 litres/mn et selon un cycle de 5 minutes en position de marche et 5 minutes en position d'arrêt, jusqu'à ce qu'un volume de 25 litres ait été filtré. A diverses périodes au cours de l'étude, on a prélevé et analysé des échantillons d'effluents afin de déterminer la teneur en contaminants chimiques. Ce même procédé a été répété à l'aide d'autres réservoirs contenant le même volume d'eau contaminée.

Les résultats obtenus figurent dans le tableau ci-après. Bien que, de façon générale, l'extraction du chloroforme ait été plus complète que celle de la dieldrine, l'efficacité de l'élimination des contaminants varie beaucoup en fonction des dimensions du lit au charbon et de la construction des unités. Les résultats ainsi obtenus ne nous permettent de tirer des conclusions qu'à la lumière d'épreuves réalisées avec une eau "expérimentalement contaminée". Il va sans dire que d'autres analyses s'imposent, si l'on veut obtenir des données valables sur l'efficacité des diverses unités.

Tableau 1

EXTRACTION DES MATIÈRES ORGANIQUES

(mg/l)

Code de l'unité	Réservoir*			Effluent			Extraction (%)	
	Volume (litres)	$CHCl_3$	Dieldrine	Volume (litres)	$CHCl_3$	Dieldrine	$CHCl_3$	Dieldrine
Cera	25	174	49	25	81	27	53	44,8
	50	167	58	50	100	32	40	44,8
	75	154	71	75	107	35	30,5	50,7
Clea (bactériostatique)	25	240	-	25	2	-	99	-
	50	230	-	50	2	-	99	-
	75	213	70	75	2	4,9	99	93
	100	270	63	100	2	9,9	99	84
Clea (ordinaire)	25	250	52	25	2	2,8	99	95
Spra (neuf)	25	220	71	25	24	37	89	47,8
Spra (vieux)	25	250	73	25	22	36	91	50,6

* La préparation des solutions d'épreuve devrait se faire de la façon décrite ci-dessous. Les solutions mères doivent être préparées en diluant un poids connu du composé à analyser dans des flacons volumétriques, à l'aide d'acétone ou d'éthanol à 95%. A partir de cette solution mère, on effectue des dilutions secondaires, à l'aide d'acétone à 50% ou d'éthanol à 50%. Enfin, une dernière dilution consiste à verser 1 ml ou moins de la solution précédente dans le réservoir et à mélanger convenablement. Cette dernière opération doit se poursuivre pendant toute la durée de l'analyse.

12.5 **Bibliographie (Extraction des matières organiques)**

1. Bellar, T.A. et Lichtenberg, J.J. The Determination of Volatile Organic Compounds at the µg/l Level in Water by Gas Chromatography. US EPA, National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio, EPA-670/4-74-009, Nov. 1974.

2. Bellar, T.A. et Lichtenberg, J.J. Determining Volatile Organics at the µg/l Level in Water by Gas Chromatography. Jour. AWWA, 66, 739 (Dec. 1974).

3. Nicholson, A.A. et Meresz, O. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 14, 453 (1975).

4. Mieure, James P. J. AWWA, 69, 60 (1977).

5. Richard, J.J. et Junk, G.A. J. AWWA, 69, 62 (1977).

MÉTAUX À L'ÉTAT DE TRACES

13.0 MÉTAUX À L'ÉTAT DE TRACES

Introduction

La méthode d'analyse permettant d'étudier l'efficacité de l'extraction des métaux à l'état de traces par les unités de traitement d'eau à usage domestique doit tenir compte de l'émission d'argent caractérisant les unités bactériostatiques.

Aucune affirmation relative à l'extraction des métaux à l'état de traces ne semble accompagner les unités au charbon actif et/ou les filtres en porcelaine examinés en laboratoire au cours de la présente étude. Toutefois, certains appareils peuvent réaliser cette extraction; il s'agit des unités à osmose inverse, et des unités de distillation ou de désionisation (déminéralisation).

Idéalement, les normes d'analyse devraient être choisies de façon que la capacité d'extraction d'un métal particulier par une unité donnée soit mise à l'épreuve à l'aide d'une solution dont la teneur en ce métal équivaut à la plus forte concentration que l'on puisse retrouver dans une eau d'approvisionnement. Ce choix se complique du fait du manque de renseignements disponibles sur les concentrations des métaux les plus toxiques dans les réserves d'eau potable canadiennes. Certaines données démontrent toutefois que la concentration moyenne de la plupart des métaux toxiques est généralement inférieure à la concentration maximale limite édictée par les organismes de réglementation des gouvernements fédéral (2) et provinciaux. Par contre, on ignore encore tout des situations extrêmes.

L'utilisation de filtres bactériostatiques à l'argent peut réellement accroître la teneur en argent des eaux traitées comparativement à celle des eaux non traitées. Dans les unités dotées de ces filtres, l'argent semble inhiber la croissance des micro-organismes sur le support filtrant. Ainsi, ces unités ne devraient donc pas dégager de l'argent dans l'eau. Au cours d'épreuves menées en laboratoire (Tableau I), certaines unités bactériostatiques ont sensiblement accru la teneur en argent des eaux traitées, au-delà de la concentration normale des eaux de distribution utilisées, c'est-à-dire généralement plus de 0,5 µg/l dans les eaux d'approvisionnement de Mississauga. Des teneurs en argent supérieures à 10 µg/l constitue un phénomène rare (1). Une enquête américaine a démontré que les teneurs en argent des eaux d'approvisionnement urbaines variaient entre 0 et 2 µg/l, la moyenne se situant à 0,13 µg/l (3).

L'argent ne semble pas très toxique. Bien que des répercussions physiologiques se soient manifestées chez des animaux soumis expérimentalement à de fortes concentrations (supérieures à 400 µg/l) d'argent, dans leur eau de consommation (4,5), le seul trouble pathologique d'importance reconnue est relié à la pigmentation, il s'agit de l'argyrie. Il semble qu'en raison de l'accroissement de la teneur en argent des eaux potables, les unités bactériostatiques introduisent un facteur jusqu'ici inconnu, c'est-à-dire les répercussions à long terme de l'ingestion d'ions d'argent en faibles concentrations. La concentration maximale limite est actuellement fixée à 50 µg/l. Toutefois, au cours d'une communication privée, nous avons appris que le Comité de normalisation de la qualité des eaux de la Communauté économique européenne proposait la réduction de la concentration maximale limite à 10 µg/l, pour les pays membres. On ignore encore les motifs à l'appui de cette proposition, mais à la lumière de l'adsorption cumulative et irréversible de l'argent et des possibilités d'accroissement des teneurs en argent de l'eau potable traitée, des études plus approfondies s'imposent. Il semble que l'évaluation toxicologique de l'argent découle principalement de données issues de son utilisation thérapeutique ou des cas d'argyrie consécutifs à une exposition en milieu de travail, c'est-à-dire à l'adsorption à travers la peau, les poumons ou d'autres tissus, de préférence à l'ingestion.

Le choix d'une méthode d'analyse de l'extraction des métaux à l'état de traces et de l'émission d'argent nécessite l'étude de divers facteurs: a) l'eau d'analyse, b) les teneurs d'épreuve, c) les protocoles expérimentaux, d) les techniques de prélèvement, de conservation et d'analyse des échantillons, e) l'évaluation des données et des caractéristiques.

a) Eau d'analyse

Selon les exigences provisoires du Federal Register (5) relativement à l'enregistrement des unités bactériostatiques de traitement des eaux, à usage domestique, les paramètres qualitatifs de l'eau de distribution utilisée devraient correspondre le plus possible à ceux de l'eau de distribution du laboratoire de l'EPA, à Beltsville, Maryland. Une qualité satisfaisante correspondrait aux caractéristiques suivantes:

pH: 8
Dureté en fonction de $CaCO_3$: 25 mg/l (ppm)
Alcalinité en fonction de $CaCO_3$: 20 mg/l (ppm)
Matières dissoutes totales: 10 à 40 mg/l (ppm)
Température: 20 à 25° C

S'il est impossible de se procurer une eau de distribution de cette qualité, on peut essayer de s'en constituer une réserve en se conformant aux caractéristiques précédentes.

Dans sa version provisoire n° 4 des normes facultatives d'évaluation des unités portatives, domestiques et commerciales d'épuration, le Water Quality Improvement Standards and Certification Council (7) propose que chaque unité soit mise à l'épreuve à l'aide de trois types d'eau de distribution: une eau d'analyse générale (matières dissoutes totales: 200 à 600 mg/l), une eau d'analyse à faible matières dissoutes totales (inférieure à 100 mg/l) et une eau à forte teneur en matières dissoutes totales (supérieure à 800 mg/l). D'autres éléments de l'eau font l'objet d'une description, ailleurs dans le chapitre du présent rapport traitant des analyses microbiologiques. L'eau de distribution utilisée devrait provenir d'une source ordinaire d'eaux urbaines chlorées.

L'eau à faible teneur en matières dissoutes totales servira à évaluer l'émission possible d'argent tandis que l'eau à forte teneur en matières dissoutes totales mettra à l'épreuve la durée de fonctionnement des unités effectuant une désionisation chimique. C'est dans les épreuves de l'EPA que l'on retrouve les eaux à plus faible teneur en matières dissoutes totales et, d'ailleurs, il semblerait plus plausible de choisir une teneur inférieure à 50 mg/l.

b) Teneurs d'épreuve

Les exigences préliminaires de l'EPA (6) stipulent que l'unité doit extraite les éléments désignés pendant toute la durée du filtre, sans toutefois mentionner un niveau quelconque d'épreuve. Selon le Water Quality Improvement Standards and Certification Council (7), si l'EPA a établi une concentration maximale limite, l'unité devrait pouvoir réduire, par un facteur d'au moins 20, une teneur en un métal donné 20 fois supérieure à la concentration maximale limite. Lorsqu'aucune concentration maximale limite a été fixée, l'unité devrait abaisser la teneur en un métal donné de 500 µg/l (partie par milliard) à 25 µg/l (partie par milliard) tout au plus.

A la lumière des concentrations naturelles de métaux retrouvées dans les eaux d'approvisionnement domestiques (1), il semble impossible d'exiger qu'une unité effectue une réduction équivalente à 20 fois la concentration maximale limite (ci-après désignée comme étant le facteur de réduction). Cette constatation se révèle particulièrement exacte dans le cas des métaux dont la concentration maximale limite dépasse 0,25 mg/l, comme le cuivre, le zinc, etc. Ainsi, le facteur de réduction ne devrait pas être supérieur

à 10 fois la concentration maximale limite et, dans le cas des métaux dont la concentration maximale limite dépasse 0,25 mg/l, le facteur de réduction devrait avoir une valeur encore plus faible. Lorsque les organismes de réglementation n'ont fixé aucune concentration maximale limite dans le cas d'un élément, aucune unité ne devrait être mise à l'épreuve à l'aide de cet élément à moins que le fabricant attribue à son appareil le pouvoir d'éliminer le contaminant en question. Le fabricant devrait pouvoir établir et prouver l'efficacité d'extraction tout au long de la durée de fonctionnement de l'unité.

Le mercure constitue un cas bien particuler. Les très faibles teneurs (inférieures à 1 µg/l) associées à une très mauvaise stabilité dans des solutions aqueuses neutres contenant 10 µg/l d'ions de mercure (en raison de l'adsorption du mercure sur les parois des réservoirs, des tuyaux, etc.) imposent la prudence lors de l'établissement des normes et de l'analyse de l'extraction du mercure par les unités. Il semble utile de roder tous les appareils avec une solution à très forte teneur en mercure mais cette hypothèse doit être vérifiée expérimentalement.

S'il fallait abaisser les concentrations maximales limites d'autres éléments plus toxiques, ce type de problème prendrait une importance plus cruciale.

c) Protocole expérimental

Le déroulement de l'épreuve doit le plus possible simuler les conditions de fonctionnement normalement recommandées. Divers facteurs comme le nombre d'unités analysées, etc. doivent être identiques à ceux des épreuves microbiologiques et des analyses d'extraction des matières organiques. La méthode d'analyse doit comporter un examen à intervalles réguliers de l'eau d'alimentation.

d) Techniques de prélèvement, de conservation et d'analyse des échantillons

Toutes les techniques d'analyse doivent permettre le dosage précis des éléments dans les plages de concentrations prévues et particulièrement à proximité de la concentration maximale limite. La spectrométrie d'absorption atomique semble être la technique toute désignée puisqu'elle peut servir au dosage de tous les métaux à l'état de traces identifiés dans le cadre de la présente étude. L'analyse des très faibles teneurs (c'est-à-dire inférieures au seuil de détection de la spectrométrie d'absorption atomique de flamme) peut être précédée de l'application de techniques de concentration (évaporation, chélation et extraction par solvant) ou de l'utilisation d'accessoires complémentaires de pulvérisation sans flamme (four au graphite). La voltamétrie à dissolution anodique,

appliquée à l'aide d'une électrode à goutte de mercure ou à pellicule de mercure offre également la sensibilité nécessaire à l'analyse de quelques éléments choisis comme le zinc, le cadmium, le plomb et le cuivre.

Si la validité des résultats d'épreuve est mise en doute, il faut en imputer les raisons à divers facteurs comme les méthodes de nettoyage des réservoirs d'échantillonnage, le type de réservoirs (polyéthylène, verre, polypropylène, etc.), les méthodes de conservation, la valeur des réactifs témoins, les procédés de traitement (le cas échéant) et les nuisances en cours d'analyse. Ce dernier facteur peut être facilement éliminé ou identifié par l'application de techniques comme l'addition normalisée au cours de l'analyse. Ainsi, nous avons constaté en laboratoire une augmentation sensible (environ 60%) de la teneur en chrome des eaux de distribution acides de Mississauga par rapport aux normes des eaux désionisées acides, lors de l'analyse par spectrométrie d'absorption atomique de flamme. La flamme issue du mélange air/acétylène réduisait d'environ 10% l'absorbance due à la présence du chrome. La concentration maximale limite de quelques éléments avait une valeur égale ou à peine supérieure au "seuil de détection" de divers spectrophotomètres d'absorption atomique. Toutefois, à proximité du seuil de détection, les nuisances dues à la flamme et aux dispositifs électroniques s'accentuaient sensiblement, affectant ainsi l'exactitude et la précision des données d'analyse. Tous les modèles de spectrophotomètres d'absorption atomique peuvent effectuer une correction de fond simultanée. Cette caractéristique est essentielle en spectrométrie d'absorption atomique sans flamme et lors de l'analyse par spectrométrie de flamme de solutions à forte teneur en matières dissoutes totales. Néanmoins, les avantages consécutifs à une correction simultanée d'une "absorbance" de fond non spécifique peuvent être annulés par un taux de nuisances accru découlant de la comparaison de deux sources. Cette situation aurait donc une répercussion défavorable sur le seuil de détection.

Malheureusement, les autres facteurs (réservoir, conservation, etc.) soulèvent une vive controverse (8 à 10), surtout en ce qui a trait à l'analyse de l'argent à l'état de traces. Ces facteurs ont aussi une importance marquée lors de l'analyse d'éléments dont la concentration maximale limite est inférieure à 0,10 mg/l comme le plomb, le cadmium, le mercure, etc. et peut être influencée par l'adsorption ou la désorption au niveau des parois des réservoirs.

Avant d'entreprendre tout travail, il est donc essentiel qu'un organisme d'étude approuve toutes les méthodes d'analyse et d'échantillonnage et que cette approbation ne constitue pas une garantie automatique de la validité des données d'analyse.

L'analyse de l'argent nécessite une attention particulière. A l'aide d'un spectrophotomètre Varian Techtron AA6 sans correction de fond et une flamme air/acéthylène, on peut facilement doser une concentration maximale limite de 50 µg/l (partie par milliard) (voir Figure 1), à l'aide de solutions normalisées d'argent et d'acide nitrique 1% (en volumes égaux). Cependant, si le taux de nuisances correspond presque au seuil de détection de 12 µg/l, il faut mettre en doute l'exactitude des données. (Le fabricant évalue le seuil de détection à 3 µg/l mais nous n'avons pas obtenu ces résultats.) Le spectrophotomètre d'absorption atomique sans flamme (Varian Techtron Model 63 ou Model 90 Carbon Rod Atomizers) permet d'obtenir un seuil de détection inférieur à 0,1 µg/l. Au cours des épreuves réalisées dans le cadre de la présente étude, nous n'avons pas utilisé le procédé d'extrapolation afin d'atteindre ce seuil de détection, mais il est toutefois facile d'y parvenir. L'étude des pics multiples obtenus par l'analyse de l'argent dans les eaux de distribution de Mississauga, au moyen de la spectrométrie d'absorption atomique sans flamme (Figure 2), a attiré notre attention. Le passage de l'eau à travers les filtres des unités analysées n'a rien changé à cet effet de spéciation (composés inorganiques possibles), et il a été impossible de mesurer avec précision les teneurs en argent. A une concentration maximale limite de 50 µg/l, il n'est pas nécessaire d'utiliser un spectrophotomètre sans flamme et ce genre de nuisances n'a donc pas une influence déterminante. Par contre, il revêtirait une importance plus grande si la concentration maximale limite de l'argent n'était que de 10 à 20 µg/l (partie par milliard). Par ailleurs, les spectrophotomètres modernes présentent en option des dispositifs électroniques de mesure plus rapides pouvant capter les brefs signaux émis en spectrométrie d'absorption atomique sans flamme. Ces dispositifs ne mesurent cependant que le signal maximum émis durant la période de pulvérisation et, en présence de pics multiples, n'indiquent que le signal de plus fort. L'utilisateur qui se sert d'un spectrophotomètre d'absorption atomique sans flamme pour mesurer, dans cette zone d'absorption, des teneurs voisines de la concentration maximale limite et qui ne tient pas compte de l'effet des pics multiples, peut obtenir des résultats erronés. Nos propres épreuves n'ont été réalisées qu'avec l'eau de distribution de Mississauga et nous ignorons si ce type de nuisances de produit couramment. Cette situation devrait cependant justifier une analyse chimique plus poussée des faibles teneurs en argent.

Avec un autre type de filtre (non analysé dans le cadre de la présente étude), nous avons été confronté avec la présence de particules d'argent dans les échantillons d'effluent. Ces particules denses se précipitent rapidement dans les réservoirs. Il a été impossible de doser l'argent par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme

en raison des faibles volumes (2,5 µl) échantillonnés à des fins d'analyse. La possibilité de retrouver des quantités appréciables de particules d'argent dans des solutions semble faible mais on ne peut l'ignorer en raison de la faible solubilité de plusieurs sels d'argent. Une épreuve de sédimentation peut aider à vérifier cette possibilité, de même que la présence de fines particules constituées de charbon et d'argent.

Lorsqu'on analyse l'argent, il faut tenir compte du prélèvement et de la conservation des échantillons, de même que de l'entretien de l'appareil. La documentation contient à ce sujet des opinions et des données expérimentales contradictoires (8 à 14). Il est admis que l'entreposage prolongé (plus de 10 jours) des solutions d'argent pose un problème mais l'application d'une technique de conservation caractéristique, comme l'acidification à l'aide d'acide nitrique 1% (en volumes égaux), les rend suffisamment stables pour permettre leur analyse en-deça d'une période de 72 heures. En lavant un appareil en polypropylène avec une solution d'hydroxide d'ammonium diluée, de HNO_3 concentré et de HNO_3 10% (en volumes égaux) et en le rinçant avec une eau désionisée d'une grande pureté, nous avons constaté en laboratoire que des solutions normalisées d'argent et d'acide nitrique 1% (en volumes égaux) (eau désionisée) n'ont pas connu une baisse de stabilité importance (c'est-à-dire plus de 10%) après 72 heures d'entreposage, à la température de la pièce. Ainsi, si l'appareil a subi un lavage convenable, la principale source de préoccupation réside dans l'intervalle de temps entre le prélèvement et l'analyse.

e) Évaluation des données

Les exigences provisoires de l'EPA (6) stipulent que l'extraction d'un métal donné doit se poursuivre tout au long de la durée de fonctionnement prévue du filtre. Pendant cette période, la mise à l'épreuve de l'unité doit avoir lieu à intervalles choisis.

Nous croyons qu'il serait plus facile d'effectuer une épreuve qui se poursuivrait tout au long de la durée prévue de fonctionnement de l'unité, surtout s'il s'agit d'une épreuve accélérée (voir le chapitre sur l'extraction des matières organiques).

Toute unité devrait pouvoir réduire, selon un facteur approprié, la teneur en métaux (pris individuellement) de façon à ce que celle-ci soit inférieure à la concentration maximale limite, pendant toute la durée prévue de son fonctionnement.

La teneur en argent de l'effluent ne devrait jamais dépasser la concentration maximale limite. Au cours d'épreuves (Tableau 1) réalisées concurrement avec l'analyse de l'extraction des matières organiques par des unités bactériostatiques choisies, nous avons constaté que l'émission d'argent avait tendance à augmenter (jusqu'à 26 µg/l)

proportionnellement à l'accroissement du volume d'effluent recueilli dans deux unités (Cera et Clea). Cette tendance semble découler de la présence de charbon actif (sans argent) au cours des dernières étapes de traitement; en effet, avec le temps, le charbon actif devient saturé d'argent et la concentration de cet élément s'accroît au sein de l'effluent. Ce facteur, s'il se manifeste, entache donc d'imprécision les données issues des épreuves accélérées servant à déterminer la durée de fonctionnement des filtres à partir de volumes d'eau plus faibles. Il semble donc important que les volumes d'eau nécessaires à l'analyse des unités soient suffisamment importants pour permettre la stabilisation des concentrations d'argent dans l'effluent.

13.1 Méthode recommandée pour l'analyse des métaux à l'état de traces

1) Méthode

Les protocoles expérimentaux décrits dans le chapitre sur l'extraction des matières organiques peuvent également s'appliquer à la présente analyse.

2) Préparation des solutions d'épreuve

La préparation des solutions d'épreuve à partir de produits chimiques normalisés et d'eaux de distribution doit se faire en fonction des concentrations maximales limites propres à chaque élément (si ces valeurs sont connues). Lorsque la concentration maximale limite est de 0,25 mg/l ou moins (c'est-à-dire dans le cas des métaux des plus toxiques), la teneur de la solution d'épreuve doit être 10 fois supérieure à cette valeur. Par contre, lorsque la concentration maximale limite dépasse 0,25 mg/l, la teneur de la solution d'épreuve doit être 2 à 3 fois supérieure à cette dernière valeur. Les sels servant à la préparation des solutions d'épreuve doivent être choisis de façon à respecter la composition normale des espèces anioniques présentes dans les eaux d'approvisionnement naturelles, et il faut éviter de modifier de façon sélective la concentration d'un anion, c'est-à-dire utiliser des mélanges de sulfate, de nitrate, de chlore, etc.

On doit réaliser les épreuves non seulement à l'aide d'une eau de distribution ordinaire mais aussi avec des eaux à faible (moins de 50 mg/l) et à forte (plus de 800 mg/l) teneurs en matières dissoutes totales. On peut préparer ces dernières à partir d'une eau de distribution ayant subi un traitement approprié. Dans le cas d'une solution à forte teneur en matières dissoutes totales, on peut ajouter du carbonate de sodium, du chlorure de calcium et/ou du sulfate de magnésium à de l'eau de distribution. L'étude des autres paramètres comme le pH, la température, etc. doit être menée selon un procédé analogue à celui qu'on a décrit lors de l'analyse microbiologique.

Les métaux présumément extraits par les unités doivent être identifiés par les fabricants et faire l'objet d'analyses appropriées. L'unité doit démontrer qu'elle peut produire un effluent dont la teneur en métaux est inférieure à la concentration maximale limite, pendant toute la durée prévue de son fonctionnement. A la limite, on peut effectuer une épreuve accélérée qui ne se poursuivra que pendant une fraction de la durée prévue de fonctionnement.

A l'exemple des épreuves d'extraction des matières organiques, les échantillons d'effluent doivent être recueillis à diverses étapes de la durée prévue de l'unité, soit l'état neuf (tout de suite après la chasse) et à des degrés d'usure de 25, 50, 75 et 100%. Selon la durée des épreuves, la solution d'alimentation doit être échantillonnée à intervalles réguliers.

La conservation de tous les échantillons doit s'inspirer de méthodes reconnues comme l'acidification à l'aide de HNO_3 1% (en volumes égaux) pour les analyses de métaux. On doit également analyser les premier et dernier échantillons d'effluent afin de connaître les caractéristiques suivantes: le pH, les teneurs en calcium, en magnésium, en chlorure de sodium et en sulfate, de même que la dureté totale.

Par ailleurs, on devrait aussi réaliser un dosage d'émission d'argent avec une unité ayant fonctionné pendant au moins trois mois afin de vérifier la présence de dépôts d'argent attribuables à l'accumulation de résidus d'ammoniaque dans le lit.

3) Méthode d'analyse

Toutes les techniques d'analyse utilisées doivent s'harmoniser avec celles de la dernière version des méthodes normalisées d'analyse des eaux et des déchets. On peut aussi appliquer d'autres techniques pourvu qu'elles soient admises par l'organisme d'étude. Il en est de même pour les aspects qui n'ont pas été étudiés dans le cadre des méthodes normalisées. Toutes les analyses de métaux doivent être effectuées en respectant une certaine limite de temps après le prélèvement, c'est-à-dire moins de 48 heures, si possible, et pas plus de 72 heures dans le cas des métaux à faible concentration maximale limite, par exemple le cadmium, l'argent, le mercure, le plomb, etc.

La spectrométrie d'absorption atomique avec ou sans flamme (four au graphite, vapeur froide (mercure) ou synthèse d'hydrures (arsenic, antimoine, sélénium)) constitue la technique recommandée. Toutes les solutions normalisées doivent être préparées à partir d'une eau de distribution naturelle, à moins que sa composition normale n'engendre des difficultés d'analyse.

Avant d'entreprendre des épreuves, il faut qu'un organisme d'étude approuve les appareils d'échantillonnage et les méthodes de nettoyage, de conservation et d'analyse; cette démarche ne sous-entend toutefois pas une approbation automatique des méthodes au moyen de l'évaluation des données.

L'analyse de l'argent devrait se faire de la façon suivante: agitation et aspiration ou injection immédiate de l'échantillon dans le spectrophotomètre d'absorption atomique, suivies d'une période de sédimentation de cinq minutes et d'un second échantillonnage dans la même bouteille et à la même profondeur (c'est-à-dire un dosage de l'argent particulaire).

13.2 Autres recommandations

1) L'utilisation des filtres bactériostatiques introduit un facteur auquel on a jusqu'à maintenant accordé peu d'importance, c'est-à-dire la teneur en argent des effluents traités. Au cours de nos épreuves, la concentration maximale dosée a atteint 26 µg/l et, comme on l'a indiqué dans le présent rapport, la teneur en argent semblait s'accroître. Ces épreuves ont été réalisées avec une eau de distribution ordinaire relativement dure (dureté totale exprimée en $CaCO_3$ d'environ 140 mg/l), d'une teneur en matières dissoutes totales de 200 à 250 mg/l. Il faudrait mener des études plus poussées sur les répercussions de ces facteurs et de divers autres paramètres sur l'émission d'argent par les unités bactériostatiques.

2) Malgré le peu d'intérêt qu'on y porte, il serait souhaitable d'étudier la toxicologie de l'argent; on peut se demander, par exemple, si l'argent peut former des composés inorganiques véritablement ou possiblement cancérigènes comme des sels d'argent de chromate, de dichromate, de séléniate, de sélénite, etc.

3) A notre avis, l'argent des filtres bactériostatiques se dépose selon un mécanisme apparenté à celui de la fabrication des miroirs. Si l'on ne prend pas soin de laver le matériel préparé de façon convenable, les résidus d'ammoniac peuvent engendrer, lors de l'entreposage, la rupture du dépôt et l'émission d'argent en fortes concentrations. Cette question nécessite une étude plus attentive car elle est possiblement reliée à la durée d'entreposage des unités.

4) Aucune mention précise relative à la durée utile de l'appareil, c'est-à-dire aucun guide du consommateur, n'accompagnait les unités choisies et examinées dans notre laboratoire. Le fabricant devrait au moins informer le consommateur au sujet de la

durée utile de l'unité, par exemple en relation avec la teneur en matières dissoutes totales et la dureté de l'eau d'approvisionnement locale. Il faudrait aussi mettre à la disposition de l'utilisateur unt méthode simple mais sensible de dosage de l'argent.

5) On a également analysé un purificateur de type portatif (Port, dans le Tableau I). Cette unité ne semble pas contenir l'élément argent mais la quantité appréciable de fines particules (charbon) émises lors de la chasse initiale suffirait à soulever l'inquiétude si l'on décidait d'ajouter un traitement à l'argent à l'unité. Les unités de traitement à l'argent transportables par l'intermédiaire de remorques de camping ou de maisons mobiles peuvent être soumises à des vibrations favorisant l'émission de fines particules de charbon et d'argent.

13.3 Addenda

D'après le rapport annuel de 1976 sur les objectifs en matière de qualité des eaux (15), préparé pour le Conseil sur la qualité de l'eau des Grands lacs et pour le Conseil consultatif de recherches, la teneur totale en argent d'une eau d'approvisionnement non filtrée ne devrait pas dépasser 0,1 µg/l afin de protéger la vie aquatique. Bien que le présent rapport insiste sur l'étude des risques pathologiques chez l'homme (16), il indique aussi le manque de données disponibles sur la toxicité de l'argent pour les mammifères.

13.4 **Bibliographie (Métaux à l'état de traces)**

1. L.C. Neri, D. Hewitt, G.B. Schrieber, T.W. Anderson, J.S. Mandel et A. Zdrojewsky. J. Amer. Water Works Assoc. (1975) 67, 403.
2. Canadian Drinking Water Standards and Objectives. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être, 1968.
3. F.B. Taylor. J. Amer. Water Works Assoc. (1963) 55, 619.
4. G.D. Barkov et L.I. El'Piner. Gig. Sanit. (1968) 33, 16. (Chemical Abstracts (1968) 69, 54228y)
5. Appendix 1962, U.S. Public Health Service Drinking Water Standards. U.S. Public Health Service, Washington, D.C.
6. Federal Register (1976) 41, 32778.
7. Water Quality Improvement Standards and Certification Council. Voluntary industry standards for portable, household and commercial units for treating water for human consumption. Interim Draft no 4 (1977).
8. A.W. Struempler. Anal. Chem. (1973) 45, 2251.
9. G.G. Eicholz, A.E. Nagel et R.B. Hughes. Anal. Chem (1965) 37, 863.
10. A. Rattonetti. Accuracy in Trace Analysis (P.D. LaFleur, Editor) N.B.S. Special Publication no 422 (1976), 633.
11. C.W. Chambers et C.M. Proctor. Robert A. Taft Sanitary Engineering Centre Technical Report W60-4 (1960), 4.
12. F.W. West, P.W. West et F.A. Iddings. Anal. Chem. (1966) 38, 1566.
13. F.W. West, P.W. West et F.A. Iddings. Anal. Chem. Acta (1967) 37, 112.
14. W. Dyck. Anal. Chem. (1968) 40, 454.
15. Annual Report on Water Quality Objectives, (1976) p.28. Great Lakes Water Quality Board and Research Advisory Board, International Joint Commission.
16. B.L. Carson et I.C. Smith. Technical Report no 3 (1975). Midwest Research Institute, Kansas City, Missouri.

Tableau 1 - Métaux à l'état de traces

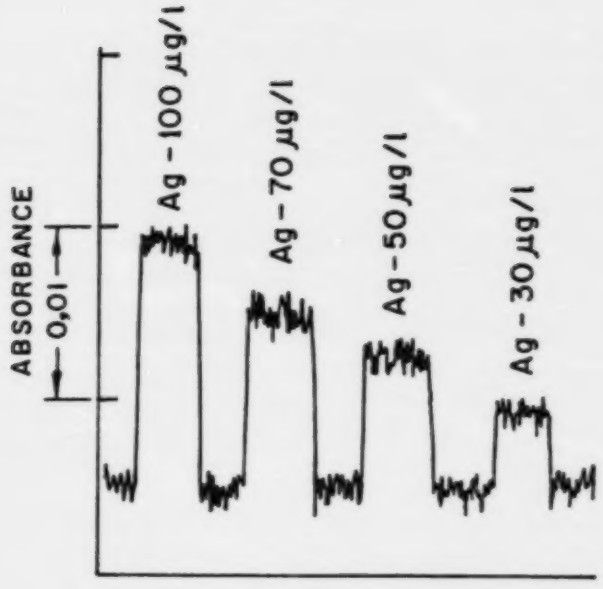
Teneur en argent de l'effluent
des unités bactériostatiques

Code de l'unité*	Volume d'effluent (l)	Teneur en argent (partie par milliard)	
		Spectrométrie d'absorption atomique de flamme	Spectométrie d'absorption atomique sans flamme**
Eau de distribution de Mississauga	Réservoir		moins de 0,5
Cera	0 (après la dernière chasse)	17	environ 12
	25	21	
	50	21	
	75	26	
Clea (bactériostatique)	0	moins de 12	environ 2
	25	moins de 12	environ 6
	50	moins de 12	environ 8
	75	20	environ 18
	100	14	environ 10
Spra (neuf)	0		environ 3
	25		environ 1
Spra (vieux)	0		moins de 0,5
	25		moins de 0,5
Port			moins de 0,5

* Voir les épreuves d'extraction des matières organiques

** On a observé des pics multiples dans toutes les analyses par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme. Les valeurs inscrites dans cette colonne ne représentent que des estimations

Figure 1

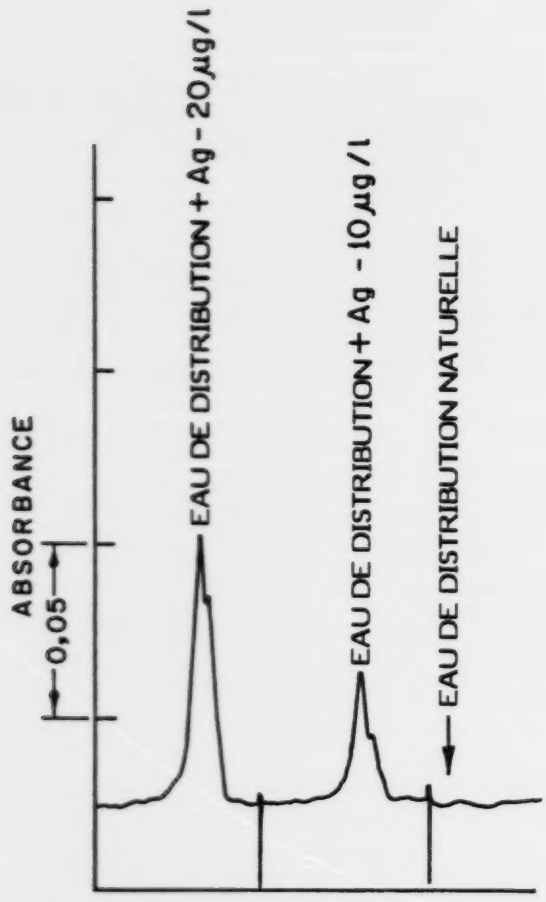


Courbe caractéristique - analyse des faibles teneurs en argent par spectrométrie d'absorption atomique de flamme.

Paramètres

Appareillage	:	spectrophotomètre Varian Techtron AA 6 sans correction de fond simultanée
Courant d'alimentation de la lampe	:	3 mA
Longueur d'onde	:	328,1 nm
Largeur de la fente	:	1,7 Å
Mode	:	Absorbance
Échelle	:	X 10
Flamme	:	Air/acétylène, oxydante
Matrice	:	HNO_3 1% (en volumes égaux)

Figure 2



Courbe caractéristique - analyse de la teneur en argent de l'eau de distribution acidifiée de Mississauga (HNO_3 1% en volumes égaux) par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme (Varian Techtron, tige carbonée pulvérisatrice, modèle 90) et selon la méthode d'addition normalisée. On a ajusté un spectrophotomètre AA 6 sans correction de fond simultanée en fonction de la valeur modale de l'absorbance (longueur d'onde - 328,1 nm). Les échantillons avaient un volume de 2,5 µl et l'échelle de représentation a été doublée.

MISE AU POINT D'UNE MÉTHODE D'ANALYSE DE L'EXTRACTION DES FIBRES D'AMIANTE PAR DES PURIFICATEURS D'EAU À USAGE DOMESTIQUE

14.0 RÉSUMÉ

Quatre purificateurs d'eau disponibles sur le marché ont été mis à l'épreuve afin d'évaluer l'efficacité de l'extraction des fibres d'amiante et de participer à l'élaboration d'une analyse descriptive visant à établir le bien-fondé des affirmations faites à ce sujet.

Les analyses descriptives antérieures des fabricants cadrent mal avec l'état réel des eaux potables; c'est pourquoi nous proposons une description qui ne tiendra compte que de la longueur normale des fibres retrouvées.

La principale difficulté réside dans la définition d'une épreuve puisqu'on ne peut décrire avec précision des normes de dispersion. De plus, la précision statistique des analyses de fibres dans l'influent et l'effluent possède certaines limites. C'est pourquoi l'analyse descriptive recommandée tient compte de ces difficultés, tout en contrôlant étroitement le procédé de mise à l'épreuve et la précision des résultats d'analyse. En principe, on dira qu'un appareil peut extraire les fibres d'amiante lorsqu'à partir d'une solution d'épreuve contenant au moins 50×10^6 fibres d'amiante chrysotile par litre, le taux d'infiltration des fibres mesurant entre 0,5 et 10 µm de longueur ne dépassera pas 5%.

14.1 ANALYSE DESCRIPTIVE RECOMMANDÉE

1. En respectant le débit recommandé par le fabricant et en utilisant comme solution d'épreuve une dispersion aqueuse de fibres chrysotiles préparée selon les caractéristiques décrites au paragraphe 10.2, le taux d'infiltration des particules d'une longueur comprise entre 0,5 et 10 µm ne devrait pas dépasser 5%. Le dosage des fibres doit être conforme aux caractéristiques décrites aux paragraphes 10.3, 10.4 et 10.5.

2. Les fibres d'amiante chrysotile doivent être dispersées de façon à ce que la distribution des longueures de fibres comprises entre 0,5 et 10 µm ne dépasse pas les limites des distributions logarithmiques normales ayant comme centre les longueurs médianes 0,5 et 2,0 µm, ces deux distributions ayant un écart-type géométrique de 2,0 (voir Figure 5). La teneur totale en fibres dispersées ne doit pas être inférieure à 50×10^6 fibres/litres.

3. La filtration de l'influent et de l'effluent à des fins d'analyse et la préparation du filtre destiné à l'examen au microscope électronique devraient s'inspirer de la méthode décrite dans le présent ouvrage.

4. Le dénombrement des fibres devrait se faire à l'aide d'un microscope électronique à transmission, à un grossissement supérieur à 20 000 x. On devrait aussi démontrer la distribution uniforme des fibres au sein des échantillons observés au microscope électronique, à un seuil de signification d'au moins 1%, par l'analyse du chi carré.

5. Le dosage des fibres de l'influent et de l'effluent doit se faire de façon à ce que l'intervalle de confiance de 95%, calculé en fonction d'une distribution aléatoire des fibres au sein des échantillons observés au microscope, ne dépasse pas un facteur de trois.

6. L'analyse des témoins doit démontrer qu'aucune fibre étrangère n'a influencé le dosage.

14.2 **INTRODUCTION**

Certains purificateurs d'eau à usage domestique peuvent présumément extraire les fibres d'amiante de l'eau potable. Il faut donc mettre au point une méthode d'analyse qui permettra de vérifier ce type d'affirmation. Un certain nombre de fabricants et d'organismes ont essayé d'élaborer des techniques d'analyse mais, de façon générale, celles-ci ne permettaient pas de doser efficacement les fibres d'amiante de dimensions courantes retrouvées dans les eaux potables.

L'évaluation de l'efficacité du filtre se fonde sur une technique très simple: il s'agit de filtrer une solution aqueuse contenant une concentration connue de fibres d'amiante dispersées et de comparer la teneur de l'effluent à celle de la solution de départ. La méthode de dosage des fibres avant et après la filtration constitue la faille des analyses proposées par les fabricants.

Généralement, les fibres d'amiante chrysotile présentes dans les eaux d'approvisionnement mesurent environ 40 nm de diamètre et, en moyenne, de 100 nm à 50 µm de longueur. À l'occasion, celles-ci peuvent atteindre quelques centaines de micromètres. Les teneurs normales en fibres varient entre zéro et 100×10^6 fibres/litre. La concentration pondérale d'amiante dans de tels échantillons s'exprime en nanogrammes/litre. Sans identifier leur provenance, voici quelques épreuves décrites par un certain nombre d'organismes:

a) Le filtre est pesé avant et après une épreuve réalisée avec une solution aqueuse contenant des fibres d'amiante dispersées "d'un diamètre nominal de 0,5 µ". Un microscope ordinaire ajusté à un grossissement de 100 x a servi à la mesure des fibres.

b) Le filtre est pesé avant et après une épreuve réalisée avec une solution aqueuse contenant des fibres d'amiante dispersées "de 0,2 à 100 µ". La taille des particules a été déterminée par mesure à l'aide d'un quadrillage microscopique.

c) Une solution d'épreuve d'une teneur connue en fibres d'amiante dispersées (d'une longueur variant de 2 à 4 µm) est passée à travers le filtre à deux reprises au cours de sa durée de fonctionnement; en outre, l'influent et l'effluent font l'objet d'un examen au microscope électronique.

On peut immédiatement éliminer les méthodes de pesage, car les solutions d'épreuve utilisées ont peu de choses en commun avec la réalité. En outre, du point de vue médical, le nombre de fibres constitue un paramètre plus important que la concentration pondérale. Du point de vue technique, il est déplorable que le faible poids des fibres infiltrées soit mesuré en soustrayant deux poids élevés et presque égaux, correspondant au filtre avant et après l'épreuve.

La meilleure technique, c'est-à-dire la méthode c), peut servir à mesurer la norme proposée par la Water Quality Improvement Standards and Certification Council (c'est-à-dire la réduction par un facteur d'au moins 95% d'une teneur en fibres supérieure à 10^7/litre). Toutefois, puisque cette dernière norme ne fait aucunement mention de la taille des particules, des définitions plus précises doivent être formulées afin de répondre aux exigences juridiques. De plus, il est impossible de se procurer une solution aqueuse normalisée contenant des fibres d'amiante afin de réaliser ce type d'épreuve. Il est important que tout projet d'épreuve tienne compte de la facilité d'application et comporte une définition précise.

14.3 DONNÉES EXPÉRIMENTALES

1. Analyse du filtre

Les appareils utilisés précédemment ont aussi servi au dosage des fibres d'amiante dans l'effluent des unités de filtration intégrées. La suspension de fibres utilisée à des fins d'épreuve provient du lac Lloyd, à Matachewan, Ontario. Cette suspension naturelle concentrée dont la composition stable est bien connue a servi à la préparation d'une solution d'épreuve contenant environ 20 l de l'eau de distribution de Mississauga. Tout en brassant continuellement la suspension diluée afin d'en assurer l'homogénéité, on a filtré environ 3 litres de cette solution à un débit approximatif de 2 l/mn. Immédiatement après le prélèvement d'un échantillon filtré dans une bouteille en polyéthylène, un autre échantillon a été soutiré par un tube latéral situé le plus près possible du côté amont du filtre. On a ensuite procédé à la filtration du volume d'eau résiduel (20 litres) et recueilli une autre série d'échantillons pendant le passage des 5 derniers litres.

Après le rodage du filtre portatif selon les instructions du fabricant, trois volumes de la suspension d'amiante diluée ont été filtrés afin d'éliminer toute trace d'eau propre. Puis, on a ensuite effectué le prélèvement de divers échantillons d'influent et d'effluent dans des bouteilles en polyéthylène.

Au cours du rodage de deux des filtres analysés, nous avons recueilli des échantillons afin d'évaluer la teneur en charbon et en argent résiduels.

2. Analyse des échantillons

Un filtre Nuclepore à revêtement de charbon a servi au dosage de l'amiante présent dans les échantillons d'eau. Cette technique constitue l'étape finale du procédé plus complexe de Glass et Chatfield (1), lequel implique la réduction en cendres des matières organiques; d'ailleurs, l'EPA utilise présentement ce procédé à titre provisoire (2). Le filtre Nuclepore se compose d'un polycarbonate soluble dans le chloroforme. Il a un aspect unique en ce qu'il se présente sous forme d'une pellicule de plastique uniforme et percée de trois cylindriques étroits. La Figure 1 représente une photographie prise au microscope à balayage d'un filtre Nuclepore d'une porosité de 0,1 µm. On peut constater que l'identification de particules à la surface de ce filtre ne pose aucune difficulté.

Cette technique consiste à filtrer un petit volume d'eau, à sécher le filtre et enfin à y apposer un revêtement au charbon par évaporation sous vide. Une petite portion du filtre est déposée sur un quadrillage en cuivre de 200 mailles servant aux observations sous microscopes électroniques; par la suite, le filtre est dissous à l'aide de chloroforme, dans un laveur Jaffe. La Figure 2 illustre le laveur utilisé par Kalmus (3), dispositif qui, depuis 1954, a fait ses preuves dans plusieurs domaines d'application. Il s'agit d'un support fabriqué à partir d'un treillis métallique en acier inoxydable recourbé de façon à former un "U" inversé. La surface supérieure du support est recouverte d'une bande de papier filtre Whatman d'une largeur inférieure à celle du support. L'extrémité de la bande de papier Whatman est repliée de façon à toucher le fond de la boîte de Pétri à l'intérieur de laquelle se trouve le support. Les quadrillages, disposés conformément à la position illustrée, supportent les portions du filtre Nuclepore à revêtement de charbon. Afin de permettre la dissolution du filtre de plastique et d'obtenir une mince pellicule de charbon incrustée de particules, on met en place le couvercle de la boîte de Pétri et on laisse reposer le montage en position immobile pendant environ deux jours. Par la suite, l'échantillon est examiné à un grossissement d'environ 25 000 x, à l'aide d'un microscope électronique à transmission et toutes les fibres contenues dans environ 10 mailles de quadrillage sont identifiées, dénombrées et mesurées.

3. Discussion sur la filtration - filtre Nuclepore

Bien que l'usage d'un filtre à membrane de type Millipore ne pose aucun problème particulier, la filtration constitue sans doute l'étape décisive du procédé Nuclepore. Un montage d'un diamètre d'un pouce, disponible sur le marché et comportant des entonnoirs filtrants à support en verre fritté et des réservoirs de liquide à parois verticales ont servi à la filtration. La verticalité des parois du réservoir augmente au maximum l'uniformité du dépôt de particules à la surface du filtre. La Figure 3 illustre une photographie prise sous microscope ordinaire d'un filtre Nuclepore à travers lequel on a passé une suspension concentrée de résidus de taconite. On peut constater le manque d'uniformité du dépôt, certaines parties du filtre en étant totalement privées. Il a été démontré expérimentalement que, si l'on ne prend pas des mesures particulières lors de l'utilisation d'un filtre Nuclepore, il faut s'attendre à obtenir un dépôt inégal. La Figure 4 représente une photographie prise sous microscope électronique à balayage d'un dépôt inégal de taconite sur un filtre Nuclepore. On peut constater qu'une portion appréciable d'un filtre, comparable à un quadrillage pour microscope électronique d'un diamètre de 3 mm et extraite par des techniques de transfert direct, peut donner une idée complètement

fausse de la charge du filtre. Ce type de dépôt important permet de mieux observer le manque d'uniformité. Toutefois, en présence de filtres dont la charge correspond à une préparation normalement observée au microscope électronique, de telles irrégularités passent inaperçues et peuvent facilement mener aux types de comparaisons peu fiables qu'on a pu établir jusqu'à ce jour dans divers laboratoires (4). Cette observation a initialement engendré une vive inquiétude puisque les techniques de préparation d'échantillons par transfert direct se fondent sur l'uniformité des dépôts de matières particulaires sur la surface utile du filtre.

Ce manque d'uniformité découle principalement du support en verre fritté du filtre Nuclepore. Les portions de filtre en contact étroit avec les surfaces plates du support nuisent à la filtration tandis que celles qui se trouvent au-dessus des surfaces libres la favorisent. La solution à ce problème réside dans l'utilisation d'un filtre de support. Toutefois, même en présence d'un filtre de support, certaines irrégularités subsistent et semblent être associées à la caractéristique hydrophobe du filtre Nuclepore. Le fabricant applique un détergent à la surface du filtre afin de le rendre hydrophile; ce procédé ne semble pas pour autant donner des résultats satisfaisants à tout coup. On peut utiliser le four à plasma pour augmenter les propriétés hydrophiles de plusieurs types de matériaux. On a réussi à accroître l'uniformité du dépôt particulaire par prétraitement du filtre Nuclepore dans un four à plasma.

On constate donc qu'il est plus difficile que prévu d'obtenir un dépôt uniforme à la surface d'un filtre. La solution à ce problème consiste à acheter de grandes quantités de filtres adaptés à des séparateurs en polypropylène plutôt qu'à utiliser des filtres en papier traités à l'occasion à l'aide d'agents spéciaux. On peut également pallier le manque d'uniformité à l'aide d'un filtre de support. Cependant, des problèmes peuvent parfois surgir en raison du colmatage du filtre des unités commerciales et des propriétés hydrophobes de certaines portions du filtre.

A partir des données précédentes, on peut constater que la filtration (Nuclepore) constitue une étape décisive et qu'il est important de se conformer aux instructions ci-dessous si l'on veut obtenir un dépôt uniforme. En premier lieu, toutes les parties de l'appareil doivent être sèches; le mouillage partiel du filtre de support favorise le colmatage et diminue de taux de filtration. Les filtres Millipore à moyenne ou grande porosité peuvent servir de support; des résultats satisfaisants ont été obtenus avec des filtres d'une porosité de 0,45 à 5 µm. Le filtre de support est placé sur la surface de

verre fritté et la pompe à vide est mise en position de marche. On dépose ensuite le filtre Nuclepore sur le filtre du support, de façon à voir la surface brillante. L'aspiration retient fermement les filtres sur leur support. Tout filtre Nuclepore déformé doit être remplacé. Une fois le réservoir de liquide en position, on doit verser l'échantillon d'eau directement sur le filtre Nuclepore. Si le réservoir est trop petit par rapport au volume de l'échantillon, le volume résiduel doit être versé dans l'appareil bien avant la fin de la filtration. Après cette étape, il ne faut pas rincer les parois de l'entonnoir. Enfin, le filtre Nuclepore doit être retiré et séché.

14.4 ANALYSE STATISTIQUE DES RÉSULTATS

Afin de vérifier la précision du dénombrement final de fibres, la préparation qualitative des échantillons doit faire l'objet d'analyses statistiques.

1. Uniformité du dépôt sur les quadrillages pour microscope électronique

A l'aide de l'épreuve du chi carré, on peut déterminer si les fibres suivent une distribution aléatoire et uniforme à la surface des carrés du quadrillage. Si n représente le nombre total de fibres dans un nombre k de carrés et si les superficies de chaque nombre k de carrés sont désignées par les lettres A_i à A_k, alors on exprime la superficie totale de la façon suivante:

$$A = \sum_{i=1}^{k} A_i$$

La superficie de chaque carré, c'est-à-dire A_i / A, représente la fraction p_i de la superficie totale. Si les fibres suivent une distribution aléatoire et uniforme à la surface d'un nombre k de carrés, alors np_i représentera le nombre prévu de fibres à l'intérieur d'un carré d'une superficie A_i. Si l'on dénombre n_i fibres à l'intérieur de ce carré, alors

$$X^2 = \sum_{i=1}^{k} \frac{(n_i - np_i)^2}{np_i}$$

On conpara cette valeur au seuil de signification de la distribution X^2 ayant (k-1) degrés de liberté. On peut exprimer notre répugnance à rejeter l'idée d'un dépôt uniforme en fixant un seuil de signification α très faible, soit 1% dans le cas qui nous occupe. De cette façon, on doit obtenir des résultats passablement non uniformes avant de rejeter l'idée d'un dépôt uniforme.

2. La meilleure estimation et le meilleur intervalle de confiance de la teneur en fibres

A partir d'un échantillon représentatif d'environ 10 carrés, nous désirons déterminer le nombre moyen de fibres par carré pour l'ensemble de la population observée, de même que l'intervalle autour de la moyenne de l'échantillon qui, selon un seuil de confiance donné, contiendra la moyenne de la population. On y arrive en calculant la moyenne arithmétique simple et un intervalle de confiance à l'aide de la distribution "t" de Student. Pour la distribution et le test "t" bilatéraux, on utilise n valeurs de dénombrement de fibres par carré. En premier lieu, on évalue la variance s^2 de l'échantillon:

$$s^2 = \frac{n \sum_{i=1}^{n} X_i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} X_i \right)^2}{n\,(n-1)}$$

Si le seuil de confiance voulu est 100 (1 - α)% pour l'intervalle bilatéral, alors t prend une valeur égale à $t_{1 - \alpha/2}$ pour (n - 1) degrés de liberté. Par exemple, si le seuil de confiance voulu est 95% pour l'intervalle bilatéral, on obtient une valeur de t égale à $t_{0,975}$ pour (n -1) degrés de liberté. Si $\bar{X}$ représente la valeur moyenne de la teneur en fibres, on exprime les valeurs supérieure et inférieure de l'intervalle de confiance selon les équations suivantes:

$$X_u = \bar{X} + \frac{ts}{\sqrt{n}}$$

et

$$X_L = \bar{X} - \frac{ts}{\sqrt{n}}$$

Cet intervalle de confiance représente la gamme de valeurs à l'intérieur de laquelle doit se situer, selon un seuil de confiance donné, la moyenne de tous les carrés du quadrillage. Il est important d'établir la distinction entre le test du chi carré et le calcul de l'intervalle de confiance. Le test du chi carré sert à démontrer la distribution aléatoire et uniforme des fibres à la surface des carrés de quadrillage choisis. Par exemple, avec une préparation très éparse ne contenant des fibres que dans un seul carré du quadrillage, on obtiendra une valeur très faible du chi carré. Ceci signifie donc que les fibres suivent une distribution uniforme, c'est-à-dire une constante presque égale à zéro. Par contre, l'intervalle de confiance de 95% prendrait, dans le cas de cette préparation, une valeur très élevée, signe d'un résultat imprécis.

3. Signification statistique des mesures d'efficacité de la filtration

Cette méthode exige l'application d'un test unilatéral pour déterminer si la teneur moyenne de l'influent dépasse sensiblement celle de l'effluent.

En premier lieu, il faut calculer les moyennes et les estimations de variance des échantillons pour les deux techniques. Si $\bar{X}_A$ et $\bar{X}_B$ représentent les moyennes pour les deux techniques et s_A^2 et s_B^2, les estimations de variance des échantillons pour les mesures n_A et n_B respectivement, les variances évaluées de $\bar{X}_A$ et $\bar{X}_B$ sont exprimées de la façon suivante: $V_A = s_A^2/n_A$ et $V_B = s_B^2/n_B$

On exprime le nombre réel de degrés de liberté (f) de la façon suivante:

$$f = \frac{V_A + V_B^2}{\frac{V_A^2}{(n_A + 1)} + \frac{V_B^2}{(n_B + 1)}} - 2$$

Si α désigne le seuil de signification du test, alors on obtient une valeur de $t_{(1 - \alpha)}$ pour f^1 degrés de liberté, où f^1 est la valeur entière la plus rapprochée de f.

Après avoir obtenu une valeur de u égale à $t_{(1 - \alpha)} \cdot \quad V_A + V_B$, on compare celle-ci à la différence des moyennes, $(\overline{X}_A - \overline{X}_B)$. Si u est supérieure à $(\overline{X}_A - \overline{X}_B)$, il n'y a aucune raison de croire que $\overline{X}_A$ dépasse $\overline{X}_B$, à un seuil de signification donné.

14.5 RÉSULTATS

Le Tableau 1 donne un résumé des résultats obtenus à l'aide de quatre unités filtrantes. (Vous pouvez obtenir sur demande les données brutes recueillies.) Il faut remarquer qu'on a essayé d'obtenir la même valeur pour toutes les concentrations d'influent; les résultats obtenus indiquent que l'échantillonnage de l'influent et de l'effluent doit être effectuée le plus près possible de l'unité filtrante et à intervalles les plus rapprochés possible. La stabilité accrue des concentrations d'influent après le premier dosage indique peut-être une agglomération initiale des fibres à l'intérieur de la pompe.

De façon générale, l'effluent possède une valeur moyenne plus faible; cela ne signifie pas pour autant une diminution sensible en termes de précision du dosage.

Le Tableau 2 représente l'analyse statistique. On peut remarquer qu'avec l'unité CERA, nous avons obtenu une grande efficacité de récupération de 98,1%. Cependant, à un seuil de signification de 5%, les unités SPRA et CLEA ont donné des résultats contradictoires si l'on examine les deux dosages. Cette situation, tout comme l'incertitude des résultats dans le cas de l'unité PORT, découle entièrement de la précision du dosage. Les limites fondamentales de la précision sont aussi celles des statistiques arithmétiques; c'est pourquoi il faut en tenir compte au cours de toute analyse. En examinant les Tableaux 1 et 2, on remarque une variation de résultats inadmissible dans le cas de certains échantillons. On peut améliorer cette situation en préparant d'autres échantillons pour examen au microscope électronique ou en effectuant d'autres dosages de fibres. Les résultats illustrent toutefois la nécessité d'une interprétation minutieuse de ce type de données.

La Figure 5 représente la distribution de la longueur des fibres présentes dans la suspension d'épreuve. On peut constater que la longueur des fibres varie quelque peu d'une épreuve à l'autre, surtout dans le cas de l'écoulement initial. Ces variations pourraient être éliminées en partie en utilisant une seule et même solution d'épreuve pour l'analyse d'un groupe de filtres. Il est certainement possible de préparer une suspension de fibres dont la distribution se situe à l'intérieur des limites permises, proposées à la Figure 5.

L'examen des résidus de charbon et d'argent initialement dégagés par les unités filtrantes a indiqué que la teneur en argent de ces particules avait une valeur inférieure au seuil de détection de l'appareil (environ 0,5%). Aucune autre analyse n'a porté sur ces matières.

14.6 CONCLUSIONS

Les expériences démontrent qu'il est possible d'établir une épreuve durable d'analyse de l'extraction de l'amiante. Voici les caractéristiques d'une telle épreuve:

a) une suspension d'épreuve semblable à celles que l'on retrouve généralement;

b) une reproductibilité en fonction des limites des statistiques arithmétiques;

c) un dosage de l'influent et de l'effluent par dénombrement des fibres plutôt que par pesage;

d) une interprétation statistique juste des dénombrements associée à des limites de variation admissibles.

Un seul des filtres analysés (CERA) a passé avec succès l'épreuve recommandée.

14.7 **Bibliographie**

1. Glass, R.W., et Chatfield, E.J., "Improved Methodology for Determination of Asbestos as a Water Pollutant", Final Report, SZ O2 KL347-4-2073, Direction de l'approvisionnement scientifique, Approvisionnements et Services Canada.

2. E.P.A. Interim Procedure, C.H. Anderson, E.P.A. Athens Laboratory, Georgia.

3. Kalmus, E.H., "Preparation of Aerosols for Electron Microscopy", J. Appl. Physics, 25, 87, 1954.

4. "An Inter-laboratory Study of Asbestiform Mineral Fibre Levels in the Water Supply of Thunder Bay, Ontario". Ontario Ministry of the Environment Report, September 1975.

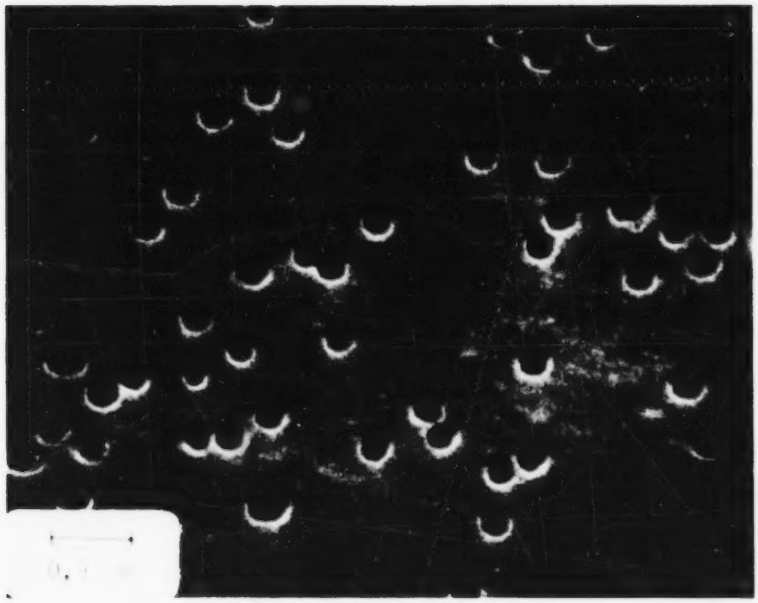


Figure 1 Photographie prise sous microscope électronique à balayage de la surface d'un filtre Nuclepore d'une porosité de 0,1 µm.

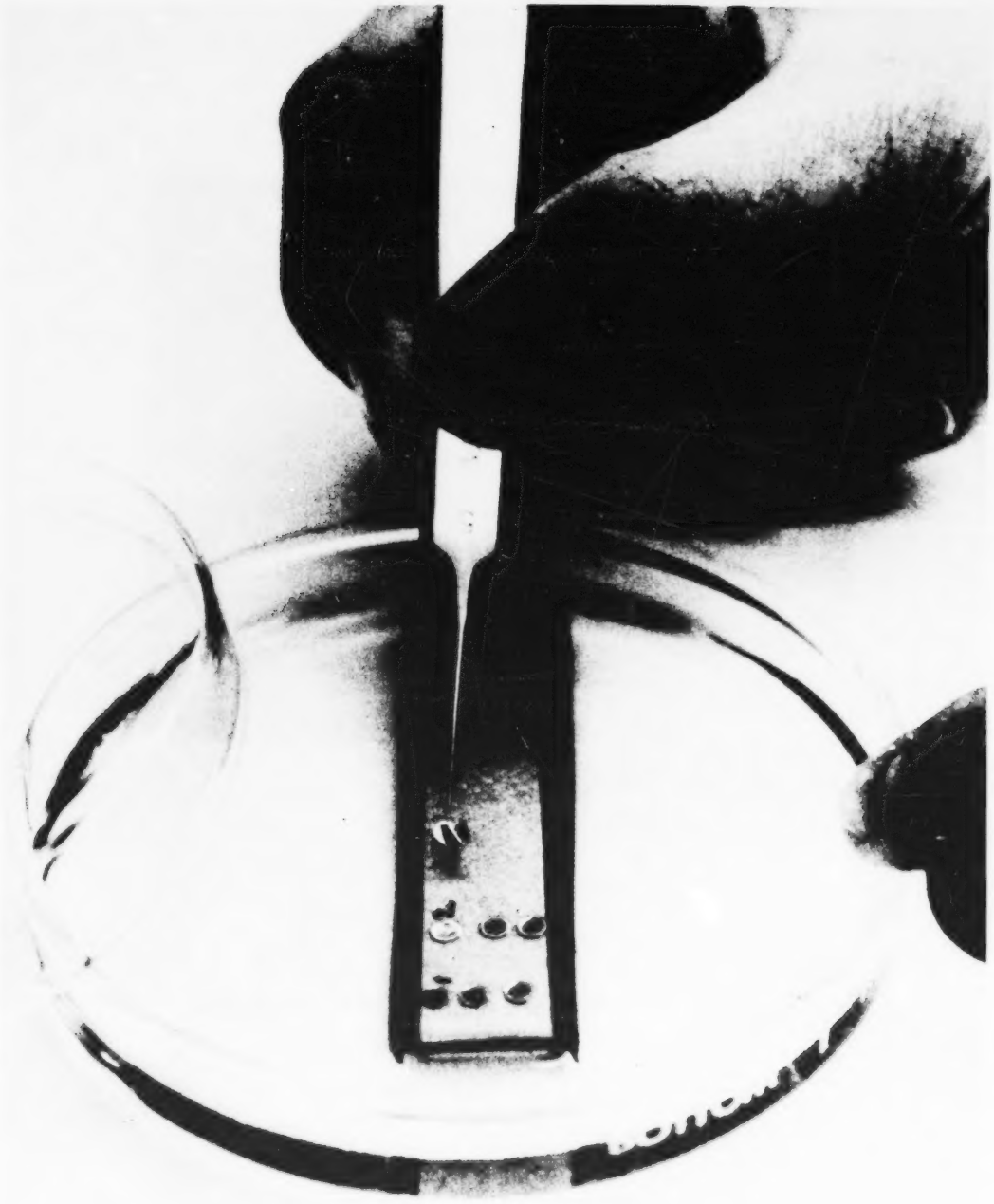


Figure 2 Laveur Jaffe Wick

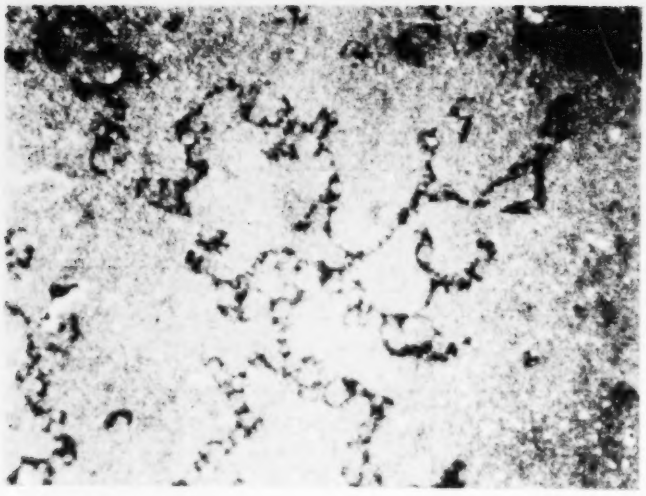


Figure 3 Photographie prise sous microscope ordinaire d'un dépôt de particules irrégulier, à la surface d'un filtre Nuclepore.

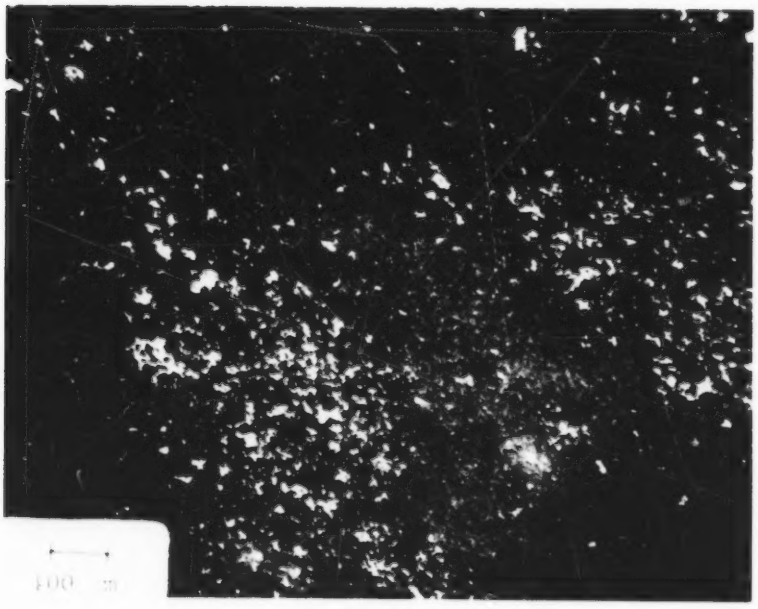


Figure 4 Photographie prise sous microscope électronique à balayage d'un dépôt de taconite irrégulier, à la surface d'un filtre Nuclepore.

CHART WELL Graph Data Ref. 5575 Log 3 Cycles x Probability

Figure 5 Distribution de la longueur des fibres présentes dans la suspension d'épreuve

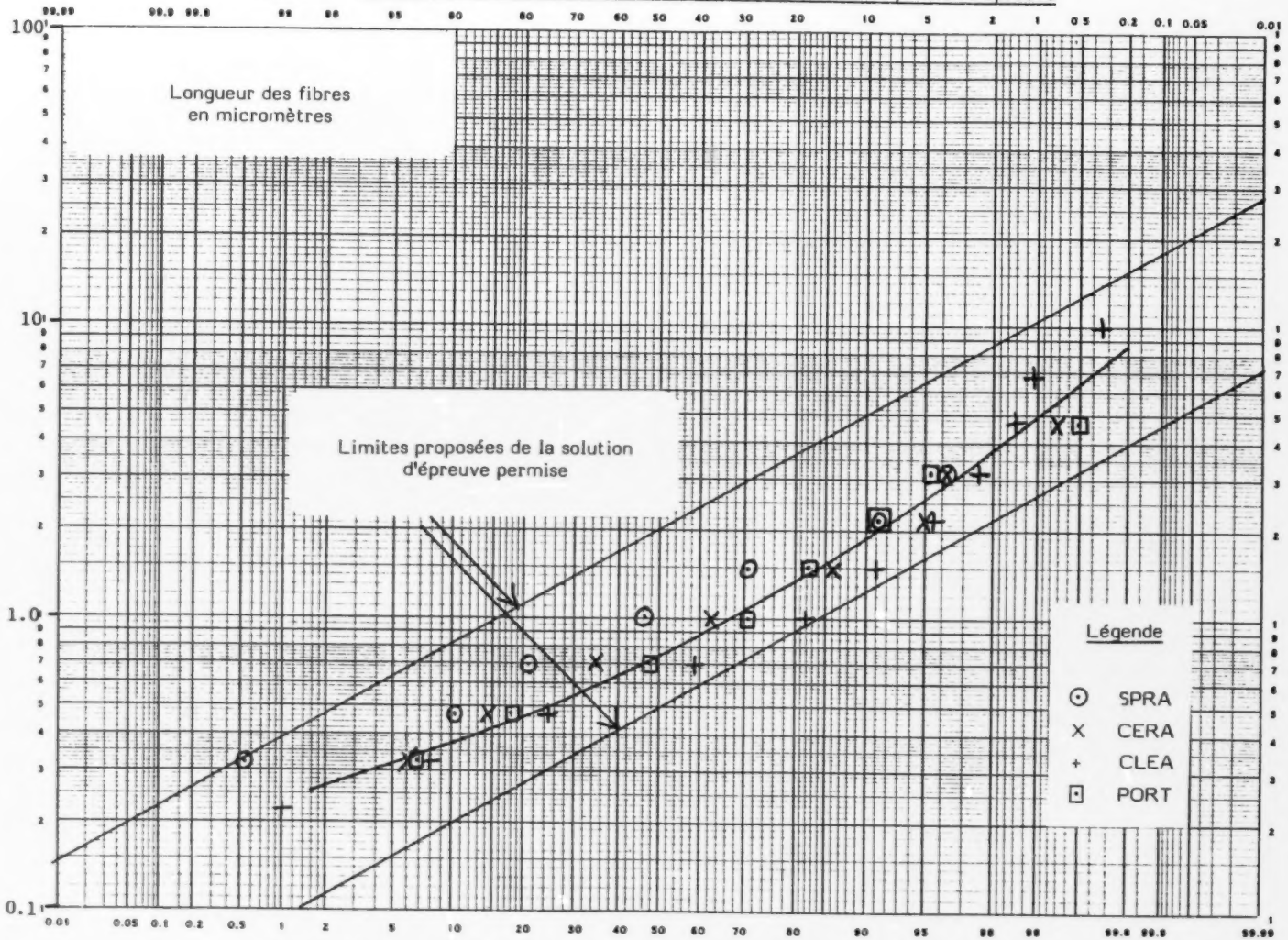


TABLEAU 1

Résumé des résultats de l'extraction des fibres d'amiante

Teneurs en fibres exprimées en 10^6 fibres/litre
(Les valeurs entre parenthèses représentent les rapports entre les limites supérieure et inférieure de l'intervalle de confiance de 95%)

Type de purificateur	Premier dosage				Deuxième dosage			
	Concentration de l'influent		Concentration de l'effluent		Concentration de l'influent		Concentration de l'effluent	
	Moyenne	Intervalle de confiance de 95%	Moyenne	Intervalle de confiance de 95%	Moyenne	Intervalle de confiance de 95%	Moyenne	Intervalle de confiance de 95%
SPRA	17,4	9,4 - 25,4 (2,70)	10,3	2,5 - 18,1 (7,08)*	39,0	27,5 - 50,5 (1,84)	18,2	9,9 - 26,5 (2,66)
CERA	57,9	46,0 - 69,8 (1,52)	1,08	0,70 - 1,46 (2,09)	50,4	22,3 - 78,5 (3,52)*	0,96	0,38 - 1,54 (4,10)*
CLEA	72,8	59,5 - 86,1 (1,45)	47,0	37,5 - 56,5 (1,50)	143,0	76,0 - 210,0 (2,75)	101,0	29,0 - 173,0 (6,04)*
PORT	54,7	27,3 - 82,1 (3,01)	35,0	30,3 - 39,7 (1,31)	62,9	48,6 - 77,2 (1,59)	50,0	27,7 - 72,3 (2,61)

* Valeur trop élevée et inadmissible pour un intervalle de confiance de 95%; ce rapport devrait être inférieur à 3.

TABLEAU 2

Extraction des fibres d'amiante: analyses statistiques

Type de purificateur	Premier dosage			Deuxième dosage		
	Pourçentage d'extraction de fibres	Extraction démontrée à un seuil de signification de 5%	Seuil de signification nécessaire pour infirmer le résultat (%)	Pourcentage d'extraction de fibres	Extraction démontrée à un seuil de signification de 5%	Seuil de signification nécessaire pour infirmer le résultat (%)
SPRA	40	Non*	20	53	Oui	<0,5
CERA	98,1	Oui	<0,5	98,1	Oui*	<0,5
CLEA	35	Oui	<0,5	29	Non*	10
PORT	36	Non	5	20	Non	10

* L'intervalle de confiance de 95% d'au moins un résultat dépasse un facteur de 3.

AUTRES AFFIRMATIONS RELATIVES À L'EXTRACTION DE PARTICULES

15.0 Affirmations relatives à l'extraction de particules (autres que l'amiante)

Un certain nombre d'unités de traitement de l'eau peuvent présumément éliminer ces particules; afin de vérifier ces affirmations, on doit établir un certain nombre d'épreuves.

Extraction des kystes

Lorsqu'on utilise une unité pour filtrer une solution d'épreuve générale et des eaux à faible et à forte teneurs en matières dissoutes totales, comme dans le chapitre sur les filtres bactéricides et bactériostatiques, celle-ci devrait abaisser le nombre de particules d'un diamètre de 4 à 6 µm selon un ordre de grandeur de 3, c'est-à-dire 99,9%.

Extraction de spores

Lorsqu'on utilise une unité pour filtrer une solution d'épreuve générale et des eaux à faible et à forte teneurs en matières dissoutes totales (voir le chapitre sur les unités bactéricides à l'argent), celle-ci devrait abaisser la teneur en particules de 0,4 à 0,6 µm selon un ordre de grandeur de 3 (99,9%).

Matières organiques et inorganiques

Lorsqu'on utilise une unité pour filtrer une des solutions aqueuses décrites plus haut, celle-ci devrait abaisser la turbidité de 10 unités à 1 unité (diminution de 90%).

On a proposé l'utilisation de poussières en courant alternatif (AC Spark Plug Division, General Motors) pour l'analyse de l'extraction particulaire; toute matière d'épreuve devrait cependant être identifiée (par exemple, le plâtre) et se distinguer de la poussière de fond normale. Il faudrait également définir la distribution de la taille des particules comme dans le chapitre sur l'extraction des fibres d'amiante, et utiliser le même mode d'analyse statistique, à l'aide de techniques visuelles.

Remerciements - Les auteurs désirent remercier les représentants de la Water Quality Association et les membres du comité technique du Water Quality Improvement Standards and Certification Council, de même que MM. F. Bell (EPA), V. Armstrong (Santé et Bien-être social, Ottawa), B.L. Miranda (ministère ontarien de la Santé) et les fabricants de dispositifs de traitement des eaux, ainsi que leurs représentants, pour les renseignements et les conseils utiles fournis au cours de la préparation du présent rapport.

Recherche - Progrès - Analyses - Épreuves - Information

Énergie

Programmes de conservation de l'énergie, traitement du charbon et du lignite, analyse des énergies solaire et éolienne, analyse du transfert de chaleur, dispositifs de stockage et de récupération de la chaleur, techniques d'optimisation de la combustion, surveillance des procédés de construction, récupération et réutilisation des déchets, conception et évaluation des procédés d'isolation,...

Environnement

Collecte des données, odeurs et émissions, enquêtes sur les ambiances de travail, traitement des déchets, matières organiques et métaux à l'état de traces, osmose inverse, conception des instruments, oxydation par voie humide, bruit et vibration, hygiène industrielle, mise au point et évaluation des procédés, mise au point et évaluation des réseaux d'égouts,...

Équipement

Préparation de devis, analyse des défectuosités, propriétés mécaniques, chimiques et thermiques, identification de particules, matières organiques et inorganiques, métaux, alliages, formulation de produits spéciaux, joints d'étanchéité en verre, en céramique et en métal, matériaux biologiques, adhésifs et revêtements, matériaux de construction, traitement de la céramique, produits ignifuges, textiles, poudres et alliages de métaux, métallographie, microscope électronique, couches minces, couches épaisses, synthèse organique,...

Produits et traitements

Analyses mathématique et structurale, mise au point de machines complexes, dispositifs à ultrasons et à cisaillement de liquides, appareils électroniques, procédés de microtraitement, chimie industrielle, microbiologie, mise au point de procédés, analyse de systèmes, formulation de papier, vêtements

et chaussures, contrôle de la qualité, procédés de traitement de la pâte et du papier, agents chimiques tensioactifs, traitement de la céramique, techniques de séparation, évaluations technique et économique,...

Ressources

Usine pilote de traitement de minéraux, dressage des minéraux, hydrométallurgie, pyrométallurgie, analyse et traitement du charbon, mise au point de diagrammes de traitement, analyse et procédés de traitement des matières premières de la pâte et du papier, analyse du bois et normes, utilisation des résidus d'écorce et de feuillage, analyse et applications de l'amiante, choix des matières premières du verre et de la céramique,...

Ontario Research Foundation

Un travail d'équipe en recherches techniques
Ontario Research Foundation, Sheridan Park, Ontario, Canada,
téléphone: (416) 822-4111, Telex: 06-982311